

Spis treści

Beata BIERNACKA

Mechanizmy wymiany ciepła w ośrodku gruntowym

Heat exchange mechanisms in ground 107

Roman KUPRIANOW, Konstantin ANDRIANOW, Anatolij ZUBKOW, Andrzej PLEWA

Analiza zmian temperatury układanych warstw z mieszanek mineralno-asfaltowych
w strefie spoiny podłużnej

The analysis of temperature differences between the layers made of mineral-asphalt mix

in the technological seam zone 113

Izabela KUROWSKA, Adrian KONOPKO, Renata ŚWISŁOCKA, Grzegorz ŚWIDERSKI, Włodzimierz LEWANDOWSKI

Globalne ocieplenie – przyczyny, skutki oraz zapobieganie zmianom klimatu

Global warming – causes, effects and climate change prevention 119

Marzena MATEJCZYK, Agata JABŁOŃSKA-TRYPUĆ, Stanisław Józef ROSOCHACKI

Escherichia Coli- gfp biosensors used to monitor the biological activity of carmustine residues in surface water..... 131

Iwona SKOCZKO, Ewa SZATYŁOWICZ

Zastosowanie współczynnika Schindlera do oceny podatności na degradację zbiorników małej retencji

Application of Schindler's factor for susceptibility to degradation of small water reservoirs 137

Agnieszka TRĘBICKA

Dynamiczność podsystemu dystrybucji wody (PDW), a matematyczne modelowanie jako narzędzie
wspomagające proces projektowania

Dynamism of water distribution subsystem and mathematic modelling as a tool for supporting the design process 145

Abstracts Vol. 6 No. 3

Beata BIERNACKA

Heat exchange mechanisms in ground

The article contains the most important issues connected with heat transfer in the ground. The main form of heat transfer in ground is conduction. Thermal conductivity mainly depends on type of the soil and its porosity and moisture. Inside there are also phenomena called forced and natural convection. The aim of the work is overview and description of heat transfer mechanisms in the ground. Knowledge of thermal phenomena occurring in the ground is necessary to determine the ground temperature field using numerical methods and semi-empirical formulas.

Roman KUPRIANOW, Konstantin ANDRIANOW, Anatolij ZUBKOW, Andrzej PLEWA

The analysis of temperature differences between the layers made of mineral-asphalt mix in the technological seam zone

Previous research confirmed that during laying process of the mineral-asphalt mix layers, there are areas formed therein the compaction index is smaller than in the central zone of the layer. Those areas are observed in the cross-section of road surface and they are formed at the stage of laying and pre-compaction of asphalt layers. To clarify the temperature drops in the contact zone of the incorporated layers of hot mineral-asphalt mix the in situ research was conducted. To analyze temperature changes in the technological seam zone computer programme was developed. The software allows to simulate and determine temperatures occurring in the area.

**Izabela KUROWSKA, Adrian KONOPKO, Renata ŚWISŁOCKA,
Grzegorz ŚWIDERSKI, Włodzimierz LEWANDOWSKI**

Global warming – causes, effects and climate change prevention

The greenhouse effect has become one of the major problems of the world in recent years. Global warming has a negative effect on the environment. Many species of plants and animal that cannot adapt to climate change could become extinct. It also affect negatively on the economy and infrastructure of states. Numerous conferences relating to climate change are organized, aimed at finding solutions to reduce greenhouse gas emissions. At conferences in Kyoto and Paris protocols were created concerning the limitation of emissions of these gases. Paris Protocol represents a long-term strategy to combat global warming. It assumes the reduction of greenhouse gases by 2050, at least 60% for 2010.

Marta KOSIOR-KAZBERUK, Julita KRASSOWSKA

Escherichia coli- gfp biosensors used to monitor the biological activity of carmustine residues in surface water

Three genetic constructs with transcriptional fusion of *recA*, *katG* and *sodA* genotoxin and genotoxin sensitive promoters with green fluorescent protein (*gfp*) reporter gene in *Escherichia coli* have been used for assessment of cytotoxic and genotoxic activity of carmustine in surface water. For experiments, the drug was used at concentrations of 0,01; 0,001; 0,0001; 0,00001 and 0,000001 mg/ml. Bacteria strains were incubated with carmustine for 3 and 24 hours. Experimental data showed different sensitivity of applied promoters for the same concentrations of carmustine. Obtained results indicated that, *recA::gfpmut2*, *katG::gfpmut2* and *sodA::gfpmut2* genetic systems were sensitive to carmustine, especially at the concentrations of 0,001; 0,0001 and 0,00001 mg/ml. The strongest reactivity was noticed for *recA* promoter ($F_1 = 14,64$). The results indicated that *gfp E. coli* strains with *recA*, *katG* and *sodA* could be potentially useful for monitoring of cyto- and genotoxic effect of pharmacist residues in surface water..

Iwona SKOCZKO, Ewa SZATYŁOWICZ

Application of Schindler's factor for susceptibility to degradation of small water reservoirs

The small retention reservoirs have become a specific type of artificial lake, which is susceptible to retention of nutrients. As a result, they are becoming ecosystems sensitive to acceleration of eutrophication processes. The specificity of the functioning of the reservoirs retention is a continuous transport of various forms of matter from the catchment

and its accumulation in the water reservoirs. The consequence of this process is sometimes partial or total loss of usability. In Podlaskie it built more than 20 artificial reservoirs. Most of these reservoirs created by the development of small retention program. This paper presents the characteristics of selected small retention in Podlaskie. They characterized and evaluated the susceptibility to degradation reservoirs: Bachmaty, Dojlidy, Jasionówka Michałowo, Topiło. To evaluate the susceptibility to degradation Schindler's factor was used, which is the ratio of the sum of accumulated surface water reservoir and its catchment area to the volume of the reservoir. The influence of catchment land and subsoil on the degree of degradation was assessed.

Agnieszka TRĘBICKA

Dynamism of water distribution subsystem and mathematic modelling as a tool for supporting the design process

The subject of this paper is evaluation of the use of water distribution system based on chosen parameters of water-supply system operation in conditions of decreasing demand for water, particularly in small settlement units. The water supply system of Choroszcz was chosen as an object of the research. The modelling included the parameters such as: the pressure in characteristic points of distribution systems and the speed size of water flow in pipes. The following data was used in modelling: production and use of water of the chosen water system, diagnostics of the existing state, the system efficiency analysis in regard to the changes of water distribution and the analysis of exceptional states (the breakdowns, fire expenses)

MECHANIZMY WYMIANY CIEPŁA W OŚRODKU GRUNTOWYM

Beata BIERNACKA*

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

Streszczenie: W artykule omówiono mechanizmy związane z wymianą ciepła w gruncie. Dominującym sposobem przekazywania ciepła w gruncie jest przewodzenie. Przewodność cieplna gruntu zależy przede wszystkim od rodzaju, porowatości i wilgotności gruntu. W gruncie zachodzi również zjawisko konwekcji swobodnej i wymuszonej.

Słowa kluczowe: grunt, przewodzenie ciepła, przewodność cieplna gruntu, konwekcja, temperatura gruntu.

1. Wprowadzenie

Znajomość zjawisk cieplnych zachodzących w gruncie jest niezbędna przy określaniu pola temperatury gruntu zarówno metodami numerycznymi, jak też równaniami półempirycznymi. Wymiana ciepła w gruncie następuje trzema sposobami, poprzez: przewodzenie, konwekcję i promieniowanie. Dominującym sposobem przekazywania ciepła jest przewodzenie. W określonych warunkach w gruncie może zachodzić również zjawisko konwekcji swobodnej lub wymuszonej. Zmiany stanu skupienia wody (parowanie, kondensacja, zamarzanie i topnienie) mają mały wpływ na procesy wymiany ciepła w gruncie; jedynie w warstwie powierzchniowej w pewnych sytuacjach ich znaczenie wzrasta. I tak, w okresie zimy w warstwie powierzchniowej występuje zamarzanie i topnienie. Natomiast w przypadku, kiedy warstwa powierzchniowa jest nasycona wodą, na jej powierzchni występuje intensywne parowanie. Celem pracy jest przegląd i opis mechanizmów wymiany ciepła w gruncie pod kątem wykorzystania gruntu jako źródła energii przy projektowaniu gruntowych wymienników ciepła.

2. Struktura i skład ośrodka gruntowego

Grunt jest ośrodkiem trójfazowym, ponieważ jego elementy występują w stanie stałym, ciekłym i gazowym. Fazą stałą są cząstki mineralne, organiczne i organiczno-mineralne. Fazę ciekłą stanowi woda, w której rozpuszczone są związki mineralne i organiczne. Fazą gazową jest mieszanina gazów wypełniających pory w gruncie, tak zwane powietrze gruntowe.

Szkielet gruntowy jest mieszaniną ziaren gruntowych o różnych średnicach ($d > 0,05$ mm) i cząstek ($d \leq 0,05$). Uziarnienie jest podstawowym kryterium oznaczania rodzajów gruntów mineralnych (tab. 1).

Tab. 1. Frakcje gruntu według PN-EN ISO 14688-1:2006 +Ap1:2012 *Badania geotechniczne. Oznaczenia i klasyfikacja gruntów. Część 1: Oznaczenia i opis*

Frakcje	Podfrakcje	Wymiar ziaren i cząstek [mm]
Bardzo gruboziarniste (kamienie, głązy)	Duże głązy	> 630
	Głązy	> 200 – 630
	Kamienie	> 63 – 200
Gruboziarniste (żwir i piaski)	Żwir	> 2,0 – 63
	Żwir grubo	> 20 – 63
	Żwir średni	> 6,3 – 20
	Żwir drobny	> 2,0 – 6,3
	Piasek	> 0,063 – 2,0
	Piasek grubo	> 0,63 – 2,0
	Piasek średni	> 0,2 – 0,63
Drobnoziarniste (pyły i iły)	Piasek drobny	> 0,063 – 0,2
	Pył	> 0,002 – 0,063
	Pył grubo	> 0,02 – 0,063
	Pył średni	> 0,0063 – 0,02
	Pył drobny	> 0,002 – 0,0063
	Ił	$\leq 0,002$

Skład mineralny gruntów zależy od rodzajów minerałów budujących ziarna i cząstki. Głązy i bloki skalne oraz ziarna żwirowe mają taki sam skład mineralny jak skały macierzyste. Ziarna piaskowe w klimacie umiarkowanym składają się głównie z minerałów bardziej odpornych na wietrzenie, to jest przede wszystkim

* Autor odpowiedzialny za korespondencję. E-mail: b.biernacka@pb.edu.pl

z kwarcu. Cząstki pyłowe, tak zwana mączka skalna, powstają wskutek rozdrabniania, tarcia i zaokrąglenia krawędzi okruchów skalnych w czasie ich transportu przez wodę i wiatr. Świeżo powstałe pyły, oprócz cząstek kwarcowych, zawierają znaczną ilość cząstek skaleniowych i mikowych, które ulegają procesowi wietrzenia chemicznego i są wymywane lub pozostają jako cząstki ilowe.

Woda w gruncie może występować w postaci (Pisarczyk, 2010 i 2014):

- wody związanej chemicznie,
- wody związanej siłami molekularnymi: woda higroskopowa i błonkowa,
- wody kapilarnej,
- wody w postaci pary wodnej,
- wody w postaci lodu,
- wody wolnej.

Woda związana chemicznie wchodzi w skład różnych minerałów. W czasie suszenia gruntu woda ta nie ulatnia się, natomiast może w wyniku rozpuszczenia się minerału przejść do roztworu gruntowego.

Woda związana siłami molekularnymi może występować w formie wody higroskopowej (silniej związanej) i wody błonkowej (słabiej związanej).

Woda kapilarna wypełnia kanaliki utworzone z połączonych porów gruntu, które można uważać za kapilary. Im średnica kapilar jest mniejsza, tym wysokość podciągania kapilarnego jest większa. Woda kapilarna może pochodzić z podsiąkania wody gruntowej, z opadów lub z kondensacji pary wodnej.

Para wodna wypełniająca większe pory przemieszcza się w gruncie od miejsc o wysokim ciśnieniu do miejsc o ciśnieniu niższym, czyli przesuwa się z miejsc bardziej wilgotnych do miejsc o mniejszej wilgotności. W razie obniżenia się temperatury gruntu para wodna przemieszcza się do miejsc o obniżonej temperaturze, gdzie ulega kondensacji.

Woda wolna (gruntowa) występuje w podziemnych nieckach i łóżyskach wypełnionych żwirami i piaskami. Źródłem wody gruntowej są opady atmosferyczne, przesiąkanie z jezior i rzek, przesiąkanie z dolnych wodonośnych warstw będących się pod ciśnieniem. Wody gruntowe zasilane są również przez strumienie i potoki podziemne oraz kondensację pary wodnej, znajdującej się w porach gruntu (Wiłun, 1987).

Powietrze w gruncie zajmuje pory, które nie są wypełnione wodą. Jego skład chemiczny różni się od składu powietrza atmosferycznego i podlega znacznym wahaniom w związku z procesami biochemicznymi zachodzącymi w gruncie.

Powietrze w glebie, czyli w wierzchniej części gruntu, zawiera znacznie więcej dwutlenku węgla, zaś mniej tlenu niż powietrze atmosferyczne (tab. 2). W powietrzu glebowym występować mogą pewne ilości amoniaku, metanu, siarkowodoru i wodoru. W gruntach ciężkich (patrz punkt 3 tab. 4), podmokłych lub bagiennych zawartość tlenu jest niższa, natomiast zawartość dwutlenku węgla i innych gazów jest wyższa. Ilość CO₂ na ogół wzrasta wraz z głębokością (Uggla, 1983; Wiłun, 1987).

Tab. 2. Zawartość azotu, tlenu i CO₂ w powietrzu atmosferycznym i glebowym (Uggla, 1983)

Powietrze	Azot [% obj.]	Tlen [% obj.]	CO ₂ [% obj.]
Atmosferyczne	78,1	20,9	0,03
Glebowe	70,8 – 80,2	10,4 – 20,7	0,15 – 0,65

3. Mechanizmy wymiany ciepła w gruncie

3.1. Przewodzenie ciepła

Przewodzenia ciepła występuje we wszystkich składnikach gruntu, to jest w cząstkach stałych, wodzie (w postaci cieczy, pary i lodu) i w powietrzu wypełniającym pory.

Przewodzenie ciepła jest procesem nieodwracalnym, polegającym na transporcie energii z miejsc o temperaturze wyższej do miejsc o temperaturze niższej wewnątrz ośrodka materialnego lub między ośrodkami materialnymi. Zjawisko przewodzenia ciepła jest złożone i odbywa się odmiennie w poszczególnych stanach skupienia ośrodka. W ciałach stałych przewodzenie ciepła jest związane z ruchem swobodnych elektronów oraz drganiem atomów w siatce krystalicznej czyli polega na przekazywaniu energii kinetycznej mikroskopowego ruchu cząsteczek. W cieczech i gazach transport energii odbywa się poprzez bezładne mikroskopowe zderzenia cząsteczek nieprzemieszczających się względem siebie w układzie makroskopowym.

Przewodzeniem ciepła rządzi prawo Fouriera, zgodnie z którym gęstość strumienia ciepła q , czyli ilość ciepła wymienianego przez jednostkową powierzchnię w jednostce czasu, wynosi (Staniszewski, 1980; Wiśniewski S. i Wiśniewski T., 2009):

$$q = -\lambda \text{grad}t \quad (1)$$

gdzie: q jest gęstością strumienia przewodzonego ciepła w W/m², λ jest współczynnikiem przewodzenia ciepła w W/mK, $\text{grad}t$ jest gradientem temperatury w K/m.

Współczynnik przewodzenia ciepła λ , określane również mianem współczynnika przewodnictwa cieplnego lub przewodnością cieplną, jest parametrem materiałowym będącym miarą zdolności danego ciała do przewodzenia ciepła. Definiuje się go jako ilość ciepła przepływającego w jednostce czasu przez jednostkę pola powierzchni przy spadku temperatury o jednostkę na jednostkę długości (Petela, 1983).

Naturalne pole temperatury gruntu znacząco zależy od przewodności gruntu. Współczynnik przewodzenia ciepła jest różny dla różnych gruntów. Jego wartość zależy przede wszystkim od rodzaju i struktury oraz porowatości i wilgotności gruntu. W gruncie ciepło najlepiej przewodzą części mineralne, następnie woda, substancje organiczne, a najgorzej – powietrze (Bac i in., 1998).

Przewodność cieplna gruntu silnie zależy od gęstości objętościowej gruntu. Wzrost gęstości objętościowej

gruntu prowadzi do wzrostu przewodności cieplnej, co spowodowane jest następującymi czynnikami:

- lepszy jest przepływ ciepła poprzez zwiększony kontakt między cząsteczkami gruntu,
- większa jest liczba cząstek stałych w jednostce objętości gruntu,
- mniej jest porów wypełnionych powietrzem lub wodą w jednostce objętości gruntu.

Jeśli ośrodek gruntowy jest suchy, wówczas o wielkości gęstości strumienia ciepła decyduje przewodność cieplna szkieletu gruntowego składającego się ze składników mineralnych i organicznych. Składnikami mineralnymi gruntów są okruchy skał i minerałów, składnikami organicznymi – próchnica, resztki roślinne i zwierzęce w różnym stopniu rozkładu oraz organizmy bytujące w gruncie. Stosunek ilościowy składników mineralnych do organicznych wywiera duży wpływ na właściwości cieplne gruntów (Kędziora, 2008).

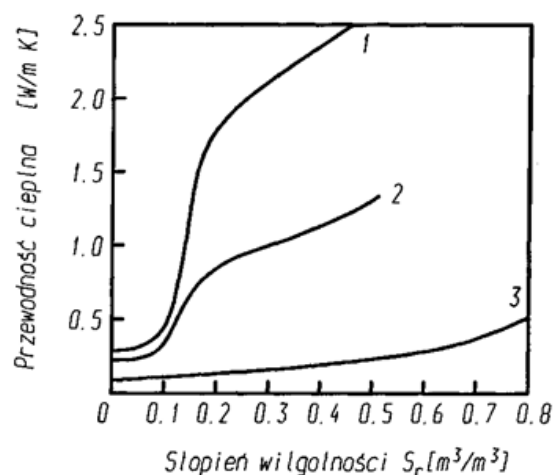
Grunty mineralne zawierają różne minerały, których przewodność cieplna zależy od temperatury i kierunku przepływu ciepła. Przewodność cieplna mierzona równoległe do uwarstwienia skały jest zwykle większa od przewodności mierzonej prostopadle do uwarstwienia (tab. 3). Części organiczne mają przewodność cieplną kilkakrotnie mniejszą niż składniki mineralne gruntów. Przewodność cieplna λ składników organicznych gruntu mieści się w przedziale od 0,25 do 0,45 W/mK.

Kiedy pory w gruncie wypełnione są wodą, przewodność cieplna gruntu rośnie. Tempo wzrostu przewodności cieplnej zależy od stopnia wilgotności gruntu S_r (rys. 1).

Stopień wilgotności gruntu S_r jest to stosunek objętości wody w porach gruntu do objętości porów. Oblicza się go ze wzoru (Pisarczyk, 2010):

$$S_r = \frac{V_w}{V_p} \quad (2)$$

gdzie: V_w jest objętością wody wypełniającej pory w cm^3 ,
a V_p jest objętością porów w cm^3 .



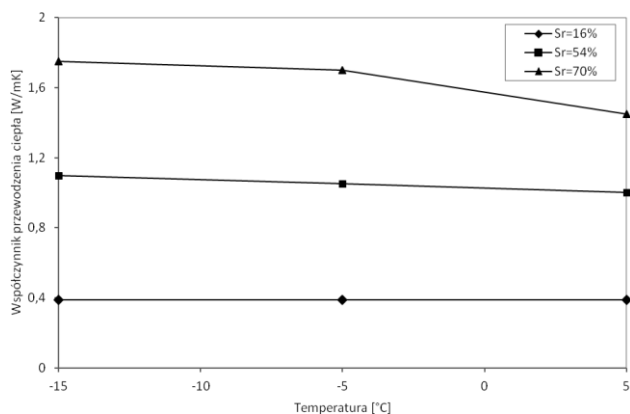
Rys. 1. Zależność przewodności cieplnej od stopnia wilgotności (Kędziora, 2008): 1 – piasek, 2 – glina, 3 – torf

Początkowo przewodność cieplna gruntu rośnie szybko w miarę wzrostu stopnia wilgotności, a potem coraz wolniej. Szybkie tempo wzrostu przewodności cieplnej przy niewielkim wzroście wilgotności jest efektem występowania w punktach kontaktowych mostków wodnych oraz cienkich filmów wody błonkowej wokół cząsteczek gruntu. Największe przyrosty wartości współczynnika przewodzenia ciepła są między stanami odpowiadającymi maksymalnej molekularnej pojemności wodnej, czyli największej możliwej zawartości wody molekularnej w gruncie, i maksymalnej kapilarnej pojemności wodnej, czyli największej możliwej zawartości wody zmagazynowanej w kapilarach gruntowych. Przy wypełnianiu się wodą przestrzeni niekapilarnych, wzrost przewodności cieplnej jest wolniejszy. Największe wartości współczynnika przewodzenia ciepła osiągnane są w stanie maksymalnego nasycenia wodą (Kędziora, 2008).

Tab. 3. Przewodność cieplna λ [W/mK] skał osadowych w zależności od kierunku przepływu ciepła (Kurowska i Groborz, 2001)

Rodzaj skały	Wiek	Przewodność cieplna zależnie od sposobu pomiaru [W/mK]	
		Równoległe do uwarstwienia	Prostopadle do uwarstwienia
Piaski, ility, gliny, piaskowce, iłowce	Trzeciorzęd, czwartorzęd	1,05 – 1,83	
Zlepieńce	Karbon	3,49 – 4,57	2,25 – 3,48
Piaskowce	Karbon	2,41 – 4,57	1,93 – 3,90
Mułowce, iłowce	Karbon	1,19 – 3,43	1,27 – 2,16
Węgle	Karbon	0,37 – 1,03	0,23 – 0,71

Ważnym czynnikiem wpływającym na przewodność cieplną gruntu jest obecność lodu w gruncie. Ponieważ przewodność cieplna lodu jest około 4 razy większa niż wody, przewodność cieplna gruntów zamrzniętych jest zazwyczaj większa od przewodności gruntów niezamrzniętych. Jest to szczególnie widoczne w przypadku gruntów o wysokim stopniu wilgotności (Farouki, 1986), co pokazano na rysunku 2.



Rys. 2. Zależność przewodności cieplnej od temperatury dla gliny o różnym stopniu wilgotności S_r (Farouki, 1986)

Przewodność cieplna gruntu uwzględniającą zarówno przewodność szkieletu gruntowego, jak i przewodność wody zawartej w porach gruntu wyraża się zależnością (Kapuściński i Rodzoch, 2010):

$$\lambda_g = n \cdot \lambda_w + (1 - n) \lambda_r \quad (3)$$

gdzie: λ_g jest współczynnikiem przewodzenia ciepła ośrodka porowatego w W/mK, λ_w jest współczynnikiem przewodzenia ciepła wody w W/mK, λ_r jest współczynnikiem przewodzenia ciepła szkieletu gruntowego w W/mK, $n = V_p / V$ jest porowatością, V_p jest objętością porów w m^3 , a V jest objętością gruntu w m^3 .

Wzór (3) zakłada przewodzenie ciepła równoległe – oddzielnie w wodzie i szkielecie gruntowym. W przypadku szeregowego modelu przewodzenia ciepła, przewodność cieplną gruntu wyznacza się z zależności (4):

$$\frac{1}{\lambda} = \frac{n}{\lambda_w} + \frac{1-n}{\lambda_r} \quad (4)$$

Podczas określania mocy gruntowego wymiennika ciepła zaleca się korzystanie z map geologicznych, w celu określenia średniej wartości współczynnika przewodzenia ciepła rozpatrywanego gruntu λ_g . Przewodność cieplną dobiera się w zależności od wilgotności i rodzaju gruntu określonego na podstawie składu granulometrycznego (tab. 4) i wylicza się jako średnią ważoną dla poszczególnych warstw gruntu, w którym planowane jest wykonanie kolektora pionowego.

Tab. 4. Przewodność cieplna gruntu w zależności od wilgotności (Smuczyńska, 2011)

Typ podłoża	Wilgotność gruntu [%]	Współczynnik przewodzenia ciepła [W/mK]	
		Wartość minimalna	Wartość maksymalna
Ciężka glina	15	1,4	1,9
Ciężka glina	5	1,0	1,4
Lekka glina	15	0,7	1,0
Lekka glina	5	0,5	0,9
Ciężki piasek	15	2,8	3,8
Ciężki piasek	5	2,1	2,3
Lekki piasek	15	1,0	2,1
Lekki piasek	5	0,9	1,9

Objaśnienia: grunty lekkie zawierają 11-20% części splawianych, czyli frakcji gruntowych ziaren mineralnych o średnicy mniejszej niż 0,02 mm lub 0,01 mm w zależności od zastosowanej metody sedymentacyjnej, grunty ciężkie zawierają >36% części splawianych.

W przypadku gruntów poniżej zwierciadła przepływającej wody dodatkowo występuje konwekcyjna wymiana ciepła, której intensywność zależy w głównej mierze od prędkości przepływu wód.

3.2. Konwekcja ciepła

Konwekcja jest zjawiskiem zachodzącym wyłącznie w płynach (cieczach i gazach) i polega na przenoszeniu energii w wyniku makroskopowego ruchu cząsteczek płynu połączonego z mieszaniem się strug o różnej temperaturze.

W przypadku, kiedy ruch płynu jest wynikiem działania masowych sił wyporu, powstałych dzięki różnicy gęstości cząsteczek płynu o wyższej i niższej temperaturze, wówczas konwekcję określa się mianem naturalnej lub swobodnej.

W gruntach zjawisko konwekcji zachodzące w powietrzu gruntowym lub w wodzie wypełniającej pory gruntu występuje bardzo rzadko. Intensywność konwekcji w powietrzu gruntowym jest tym większa, im większe jest ciśnienie powietrza w porach gruntu i im większe są pory gruntowe.

W przypadku, gdy w porach gruntu płyn jest nieruchomy, przepływ ciepła przez ten płyn odbywa się przez przewodzenie. W momencie pojawienia się ruchu płynu, ciepło przepływa już nie tylko przez przewodzenie, lecz także przez konwekcję swobodną. W takim przypadku do obliczeń strumienia ciepła wprowadza się tak zwany równoważny współczynnik przewodzenia ciepła λ_e dla płynu w obszarze zamkniętym, wyznaczany za pomocą funkcji zależnej od liczby Grashofa (Gr) oraz liczby Prandtla (Pr). Gęstość strumienia ciepła oblicza się wówczas ze wzoru (Staniszewski, 1980):

$$q = \frac{\lambda_e}{d} \Delta t \quad (5)$$

gdzie: λ_e jest równoważnym współczynnikiem przewodzenia ciepła w W/mK, d jest grubością warstwy płynu w m, a Δt jest różnicą temperatury powierzchni ograniczających szczelinę w K.

Równoważny współczynnik przewodzenia ciepła oblicza się ze wzoru:

$$\lambda_r = \varepsilon_k \lambda_p \quad (6)$$

gdzie: λ_p jest współczynnikiem przewodzenia ciepła dla płynu w W/mK, ε_k jest współczynnikiem intensywności wymiany ciepła spowodowanej konwekcją swobodną, a $\varepsilon_k = f(\text{Pr} \cdot \text{Gr})$.

Dla porowatego ośrodka wypełnionego płynem istnieje pewna krytyczna wartość gradientu temperatury, powyżej której pojawia się zjawisko wymiany ciepła przez konwekcję. Dla warstwy żwiru nasyconego wodą o grubości 1 m, krytyczna różnica temperatur wynosi 7,3°C przy średniej temperaturze równej 20°C (Farouki, 1986).

Konwekcja wymuszona ma miejsce wtedy, gdy przepływ wody lub powietrza w porach gruntu jest spowodowany gradientem hydraulicznym. Przykładem konwekcji wymuszonej w gruncie jest przepływ wód gruntowych. Przepływ taki jest zazwyczaj prawie prostopadły do kierunku przepływu ciepła, co zwiększa efekt wymiany ciepła na drodze konwekcji. Parametrem charakteryzującym konwekcję wymuszoną w ośrodku gruntowym jest rzeczywista prędkość filtracji, wyznaczana z zależności (Kapuściński i Rodzoch, 2010):

$$u = -\frac{k}{n} \cdot \frac{\partial H}{\partial x} \quad (7)$$

gdzie: k jest współczynnikiem filtracji gruntu w m/s, n jest porowatością gruntu, H jest różnicą poziomów wody w m, x jest drogą filtracji w m, a $\partial H / \partial x$ jest spadkiem hydraulicznym.

W przypadku analizowania i modelowania procesów lokalnych pomija się wpływ ruchu wód gruntowych, ponieważ zjawiska te mają na ogół bardzo powolny charakter (Chwieduk, 1994).

O konwekcji ciepła w przypowierzchniowej warstwie gruntu można mówić w przypadku nawadniania lub silnego deszczu, kiedy ciepło przenoszone jest wraz z wodą. W glebie konwekcja wymuszona może też być wynikiem działalności wiatru.

3.3. Promieniowanie

Promieniowanie w gruncie jest rzadkim zjawiskiem. Występuje tylko w przypadku dużych porów i znacznej różnicy wartości temperatury pomiędzy ścianami porów.

4. Podsumowanie

Podsumowując informacje przedstawione w niniejszej pracy można stwierdzić, że znajomość mechanizmów wymiany ciepła zachodzących w ośrodku gruntowym umożliwia oszacowanie ilości ciepła zakumulowanej w gruncie. Właściwości cieplne gruntu w dużej mierze zależą od przewodności cieplnej gruntu. Na wartość współczynnika przewodzenia ciepła wpływa rodzaj, struktura, a przede wszystkim wilgotność gruntu. W gruncie wilgotnym gęstość strumienia ciepła pobieranego przez wymiennik gruntowy jest większa niż w gruncie suchym.

Literatura

- Bac S., Koźmiński C., Rojek M. (1998). Agrometeorologia. PWN, Warszawa.
- Chwieduk D. (1994). Słoneczne i gruntowe systemy grzewcze. Zagadnienia symulacji funkcjonowania i wydajności cieplnej. *IKE-PTE*, Warszawa.
- Farouki O. (1986). Thermal Properties of Soils. *Series on Rock and Soil Mechanics*, Vol. 11, 1-136.
- Kapuściński J., Rodzoch A. (2010). Geotermia niskotemperaturowa w Polsce – stan aktualny i perspektywy rozwoju. *Ministerstwo Środowiska*, Warszawa.
- Kędziora A. (2008). Podstawy agrometeorologii. *Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne*, Poznań.
- Kurowska E., Groborz E. (2001). Anomalne warunki geotermiczne kopalń w SW części Górnośląskiego Zagłębia Węglowego. *Technika Poszukiwań Geologicznych*, R. 40, Nr 5, 63-70.
- Petela R. (1983). Przepływ ciepła. PWN, Warszawa.
- Pisarczyk S. (2014). Gruntoznawstwo inżynierskie. PWN, Warszawa.
- Pisarczyk S. (2010). Mechanika gruntów. *Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej*, Warszawa.
- Smuczyńska M. (2011). Wymiarowanie kolektora gruntowego w pompach ciepła. *Instal Reporter*, 18/2011, 33-35.
- Staniszewski B. (1980). Wymiana ciepła. Podstawy teoretyczne. PWN, Warszawa.
- Uggła H. (1983). Gleboznawstwo rolnicze. PWN, Warszawa.
- Wiśniewski S., Wiśniewski T. (2009). Wymiana ciepła. *WNT*, Warszawa.
- Wiłun Z. (1987). Zarys geotechniki. *Wydawnictwa Komunikacji i Łączności*, Warszawa.

HEAT EXCHANGE MECHANISMS IN GROUND

Abstract: The article contains the most important issues connected with heat transfer in the ground. The main form of heat transfer in ground is conduction. Thermal conductivity mainly depends on type of the soil and its porosity and moisture. Inside there are also phenomena called forced and natural convection. The aim of the work is overview and description of heat transfer mechanisms in the ground. Knowledge of thermal phenomena occurring in the ground is necessary to determine the ground temperature field using numerical methods and semi-empirical formulas.

Artykuł napisano w ramach realizacji pracy S/WBiIS/4/2014

ANALIZA ZMIAN TEMPERATURY UKŁADANYCH WARSTW Z MIESZANEK MINERALNO-ASFALTOWYCH W STREFIE SPOINY PODŁUŻNEJ

Roman KUPRIANOW^a, Konstantin ANDRIANOW^a, Anatolij ZUBKOW^a, Andrzej PLEWA^{b*}

^a Katedra Budownictwa Miejskiego i Dróg Samochodowych, Państwowy Uniwersytet Techniczny w Tambowie, Sovetskaya 106, Tambov, Rosja

^b Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

Streszczenie: Na podstawie przeprowadzonych badań ustalono, że podczas procesu wbudowywania mieszanek mineralno-asfaltowych (MMA) na etapie rozkładania i ich wstępnego zagęszczenia, w przekroju poprzecznym nawierzchni drogowej występują obszary, w których wartość wskaźnika zagęszczenia jest mniejsza od wartości wskaźnika w centralnej strefie warstwy. W celu określenia wartości spadku temperatury w strefie styku wbudowywanych warstw z gorącej MMA, przeprowadzono badania temperatury w warunkach *in situ*. Aby poznać rozkład temperatury, w strefie styku dwóch warstw asfaltowych, został opracowany program komputerowy pozwalający na symulację i określenie temperatury występującej w tej strefie.

Słowa kluczowe: mieszanka mineralno-asfaltowa (MMA), spoina podłużna, konstrukcja nawierzchni drogowej.

1. Wprowadzenie

Spoiny podłużne warstw asfaltowych, czyli podłużne szwy technologiczne, w konstrukcji nawierzchni drogowej są to połączenia (powierzchnie boczne kontaktu) pomiędzy poszczególnymi pasmami wykonywanej nawierzchni. Szwy technologiczne występują wtedy, gdy łączone są ze sobą pasma nawierzchni wykonane z tego samego rodzaju mieszanki mineralno-asfaltowej (MMA). Tego typu połączenia technologiczne wymagają szczególnej dbałości i uwagi podczas ich wykonywania. Technologiczny szew drogowy to miejsce szczególnie narażone na proces destrukcji nawierzchni asfaltowych (Dowell i Stubbs, 2004; GDDP, 2002).

Niestarannie wykonane złącze technologiczne może stwarzać niebezpieczeństwo tworzenia się ubytków MMA w nawierzchni drogowej, może inicjować powstanie wykruszeń i spękań nawierzchni (GDDP, 2002), co pokazano na rysunku 1. Spękana nawierzchnia drogowa jest narażona na przenikanie w jej dolne warstwy opadów atmosferycznych, które w okresie zimowym mogą powodować dalszą destrukcję konstrukcji nawierzchni w postaci, na przykład spękań siatkowych (Piłat i Radziszewski, 2010).



Rys. 1. Podłużne spękania nawierzchni drogowej w strefie spoin podłużnych (GDDP, 2002)

* Autor odpowiedzialny za korespondencję. E-mail: a.plewa@pb.edu.pl

W strefie szwów technologicznych nawierzchni asfaltowych obserwuje się wiele typowych uszkodzeń warstw nawierzchni drogowych. Jednak najtrudniejszymi uszkodzeniami w tej strefie są podłużne spękania nawierzchni (rys. 1) o znacznym rozwarciu i głębokości od kilku centymetrów do pełnej grubości warstwy z MMA (Dowell i Stubbs, 2004; GDDP, 2002). W ostatnim czasie zaobserwować można duży wzrost uszkodzeń na połączeniach nawet w niedawno wybudowanych drogach. Spękania nawierzchni drogowych są ogromnym problemem w utrzymaniu sieci infrastruktury drogowej. Miejsca połączeń poszczególnych warstw i ich właściwe zagęszczenie są elementami nawierzchni drogowej decydującymi o jej trwałości (Dowell i Stubbs, 2004; Plewa, 2014).

Podczas procesu wbudowywania warstw z mieszanek mineralno-asfaltowych, na etapie rozkładania i ich wstępnego zagęszczania stołem wibracyjnym rozkładarki, można stwierdzić, że wartość wskaźnika zagęszczenia MMA w obszarze szwu technologicznego jest mniejsza niż w środkowej (centralnej) części wbudowywanej warstwy (Jemielanow i in., 2009). Tego typu efekty niedogęszczenia warstw w obszarach krawędzi zachodzą niezależnie od szerokości układanych warstw. Niedogęszczenie warstw wbudowywanych z gorącej mieszanki mineralno-asfaltowej można tłumaczyć nierównomiernym rozkładem fali vibracji stołu zagęszczającego rozkładarki lub brakiem zachowania odpowiedniej temperatury podczas układania warstwy z gorącej MMA.

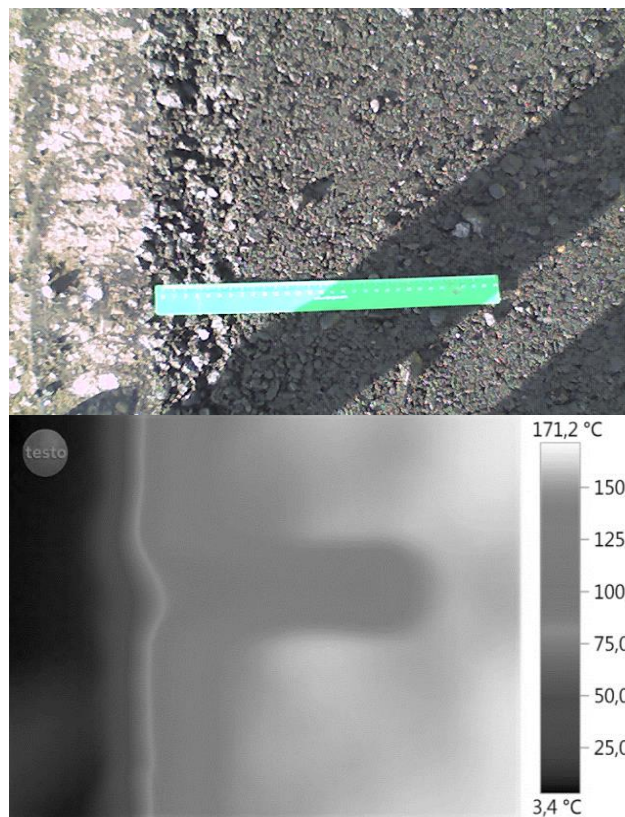
Na podstawie przeprowadzonych badań ustalono, że podczas procesu wbudowywania mieszanek mineralno-asfaltowych na etapie rozkładania i ich zagęszczania, niezależnie od szerokości wbudowywanej warstwy, występują obszary, w których wartość temperatur technologicznych gorącej MMA jest niższa od wartości temperatur odnotowywanych w środkowej (centralnej) części wbudowywanej warstwy (Jemielanow i in., 2009). W celu uściślenia wpływu niezachowania reżimów temperaturowych wbudowywanych warstw z gorącej mieszanki mineralno-asfaltowej, przeprowadzono badania w warunkach *in situ*.

2. Metodyka badań

Do pomiarów temperatury w różnych punktach wzdłuż szerokości wbudowywanej warstwy z MMA wykorzystano urządzenie termowizyjne „Testo 880”. Zdjęcia termowizyjne wykonywano przy różnych temperaturach powietrza.

Pomiary temperatur wbudowanych warstw wykonano w momencie ułożenia warstw przez rozścielacz, w czasie procesu zagęszczania przez sekcję walców drogowych, w interwałach 5, 10, 15, 25 do 30 minut od momentu wbudowania MMA. Pomiary wykonywano przy temperaturach technologicznych wbudowywanych warstw od 155°C do 170°C, grubość warstw wyniesie 3-5 cm, a szerokość 360-720 cm. Na rysunku 2 przedstawiono przykładowy obraz termiczny wbudowanej warstwy tuż

za rozścielaczem w obszarze styku warstw (obszar szwu technologicznego): grubość warstwy 4 cm, szerokość 360 cm, maksymalna temperatura wbudowywanej mieszanki mineralno-asfaltowej 172°C, temperatura powietrza -5°C, temperatura wcześniej wbudowanej warstwy (z lewej strony) 3°C, prędkość wiatru do 3 m/s.

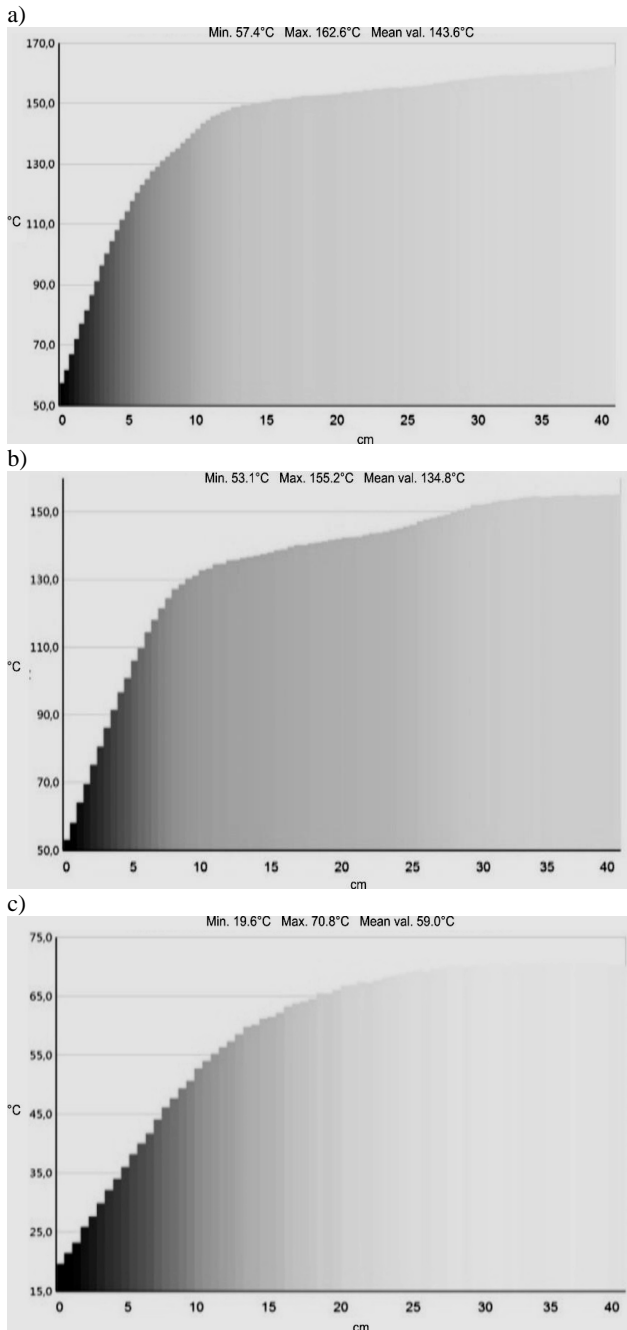


Rys. 2. Obraz termiczny wbudowanej warstwy z MMA tuż za rozścielaczem w obszarze spoiny podłużnej (wbudowywanie „warstwy przy warstwie”)

3. Analiza wyników badań

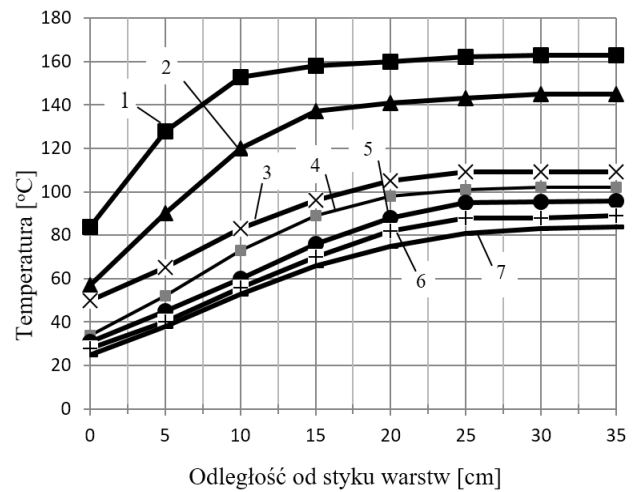
Na podstawie przeprowadzonych pomiarów temperatury w obszarze spoiny podłużnej (rys. 2) wynika, że temperatura gorącej mieszanki mineralno-asfaltowej obniża się w miarę zbliżania się do uprzednio wbudowanej „zimnej” warstwy. Największe obniżenie temperatury odnotowano na granicy styku warstw „gorącej” z „zimną”, w chwili wbudowywania warstwy tuż za rozścielaczem. Spadek temperatury we wbudowywanej warstwie z mieszanki mineralno-asfaltowej, w strefie kontaktu z uprzednio wykonaną „zimną” warstwą, jest zależny od właściwości termicznych (charakterystyki akumulacji ciepłej) mieszanki mineralno-asfaltowej, temperatury powietrza i prędkości wiatru. Charakterystykę zmiany temperatury w wbudowywanej warstwie z gorącej mieszanki mineralno-asfaltowej w obszarze spoiny podłużnej w chwili rozłożenia warstwy (tuż za rozścielaczem), po 5 minutach i po 30 minutach od wbudowania warstwy, przedstawiono na rysunku 3 (temperatura wbudowywanej mieszanki mineralno-

asfaltowej 165°C, temperatura powietrza -5°C, temperatura wcześniej wbudowanej warstw 3°C, prędkość wiatru do 3 m/s).



Rys. 3. Rozkład temperatur w warstwie wykonanej z gorącej mieszanki mineralno-asfaltowej na styku spoiny podłużnej (0-40 cm): a) w chwili wbudowywania warstwy (tuż za rozścielaczem), b) 5 minut od ułożenia warstwy, c) 30 minut od ułożenia warstwy

Na rysunku 4 przedstawiono rozkład temperatur w gorącej MMA wzdłuż szerokości warstwy na styku spoiny podłużnej, określone: tuż za rozścielaczem, 5, 10, 15, 20, 25 i 30 minut po ułożeniu gorącej warstwy.



Rys. 4. Zmiana temperatury w gorącej MMA wzdłuż szerokości warstwy na styku spoiny podłużnej, odczytanych w czasie: 1 – tuż za rozścielaczem; 2 – 5 minut, 3 – 10 minut, 4 – 15 minut, 5 – 20 minut, 6 – 25 minut, 7 – 30 minut po ułożeniu gorącej warstwy

Analiza uzyskanych wyników badań (rys. 4) potwierdza, że największe spadki temperatury wbudowywanej mieszanki mineralno-asfaltowej zachodzą w strefie styku gorącej warstwy i warstwy „zimnej”. Na podstawie wyników badań ustalono, że największe spadki temperatury układanej mieszanki mineralno-asfaltowej zachodzą w przedziale od linii styku warstw do 10-12 cm w kierunku środkowym wbudowywanej warstwy. Strefa obniżonych temperatur MMA, przy których proces zagęszczania nie odpowiada wymaganiom technologicznym, waha się w granicach od linii styku warstw do 3-10 cm w kierunku środkowym warstwy, w zależności od temperatury początkowej wbudowywanej warstwy. Jest to bardzo niekorzystne z punktu widzenia eksploatacji nawierzchni drogowej. Tego typu „uszkodzenie” technologiczne, w dalszej perspektywie eksploatacji nawierzchni, może powodować duże ubytki w warstwie ścieralnej nawierzchni drogowej nawet już po 2-3 latach jej eksploatacji.

Wyniki wykonanych badań i analiza literatury technicznej dotyczącej budowy nawierzchni drogowych (Wasilijew i in., 2005; Sybilski, 2009) dowodzą, że w trakcie układania warstw z MMA ze spoiną podłużną wymagane jest rozgrzanie krawędzi „zimnej” warstwy na szerokości 10-15 cm do temperatury 70-80°C. Do tego celu można wykorzystać promienniki liniowe, które umożliwiają rozgrzanie zimnej warstwy z MMA w czasie 2-3 minut do temperatury 80-100 °C na grubość 3-4 cm w głąb warstwy. Dodatkowo, na styku warstw należy zastosować emulsję asfaltową.

Aby zbadać rozkład temperatury, jaki ma miejsce w strefie styku dwóch warstw asfaltowych, opracowano program komputerowy pozwalający na symulację i określenie temperatur występujących w warstwach „zimnej” i „gorącej”, przy różnych temperaturach otoczenia podczas realizacji prac wbudowywania warstwy „gorącej”. Symulacje komputerowe potwierdzają wyniki badań *in situ* spadku temperatury w warstwie z MMA. W pewnych przypadkach spadek temperatury, jest tak

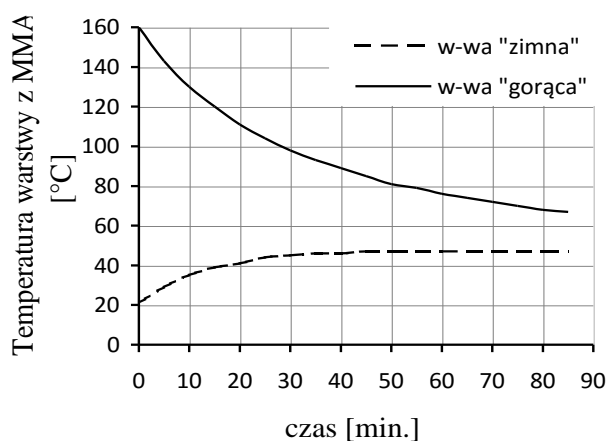
istotny, że nie są zachowane temperatury technologiczne zagęszczania MMA (Zubkow, 2006). Na rysunku 5 przedstawiono rezultaty modelowania rozkładu temperatur w strefie styku warstw przy różnych wartościach temperatur rozgrzanej krawędzi „zimnej” warstwy uprzednio wbudowanej. Założono temperaturę powietrza 20°C i grubość warstw 5 cm.

Na podstawie przedstawionych rezultatów obliczeń (rys. 5) stwierdzono, że wartość temperatury rozgrzewanej (uprzednio ułożonej warstwy nawierzchni) istotnie wpływa na rozkład temperatur w MMA warstwy wbudowywanej „gorącej” w strefie styku warstw. Ustalono, że następuje dodatkowy wzrost temperatury warstwy „zimnej” w strefie styku od 15°C o 20°C (w zależności od temperatury otoczenia). Obliczenia dowiodły także, że największy wzrost temperatury

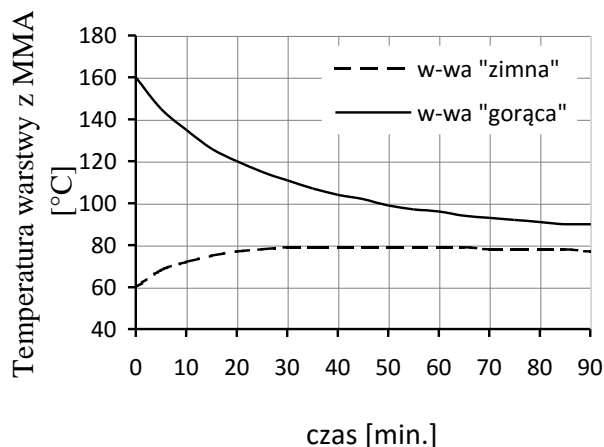
krawędzi styku dwóch warstw zachodzi po 10-20 minutach od momentu ułożenia wbudowywanej warstwy. Dlatego ważne jest, aby proces zagęszczania strefy styku obu warstw był realizowany w okresie 10-20 minut od chwili ułożenia przez rozścielacz gorącej MMA.

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń ustalono także, że minimalna temperatura do jakiej należy podgrzać strefę styku „zimnej” warstwy przy temperaturze wbudowywanej warstwy z gorącej MMA 165°C wynosi 80°C, a przy temperaturze wbudowywanej MMA 140°C – 90°C (rys. 6). Po czasie 10-20 minut warstwa „zimna” w strefie styku osiąga temperaturę około 95-100°C, co pozwala na prawidłowe zagęszczenie strefy styku (szwu technologicznego) obu warstw.

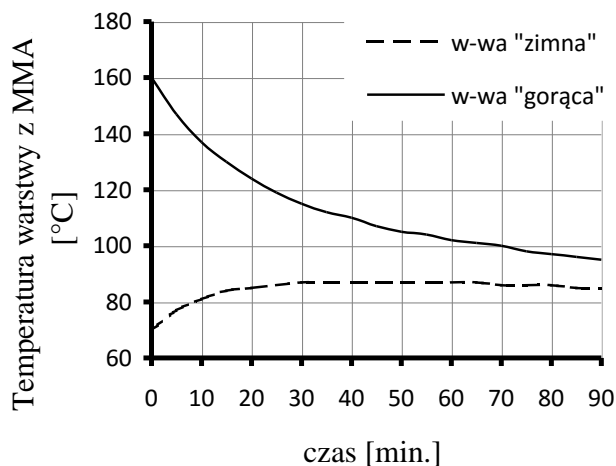
a) temperatura rozgrzewania krawędzi warstwy „zimnej” 20°C



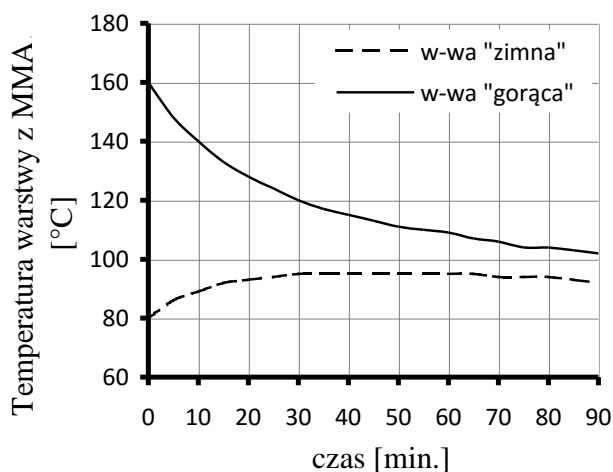
b) temperatura rozgrzewania krawędzi warstwy „zimnej” 60°C



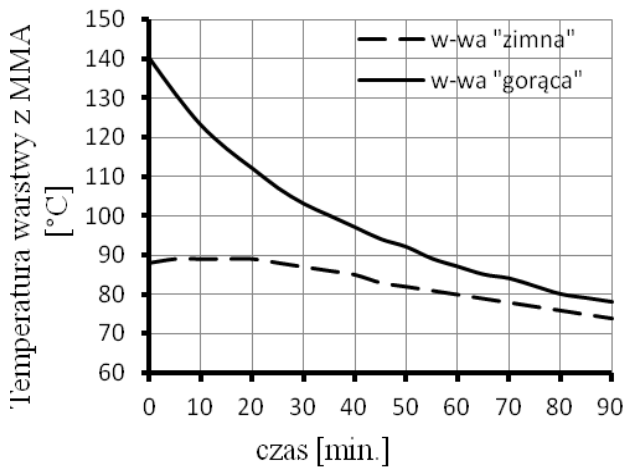
c) temperatura rozgrzewania krawędzi warstwy „zimnej” 70°C



d) temperatura rozgrzewania krawędzi warstwy „zimnej” 80°C



Rys. 5. Wykresy rozkładu temperatur w strefie styku warstw z MMA „gorącej” (wbudowywanej) i „zimnej” (uprzednio wbudowanej) w funkcji czasu, uzyskane podczas procesu modelowania, przy różnych wartościach temperatur rozgrzewania krawędzi warstwy „zimnej”: a) 20°C, b) 60°C, c) 70°C i d) 80°C, gdzie temperatura powietrza 20°C, grubość warstw 5 cm, temperatura układanej warstwy 165°C



Rys. 6. Wykresy rozkładu temperatury w strefie styku warstw z MMA w funkcji czasu, uzyskane podczas procesu modelowania, przy temperaturze rozgrzania krawędzi warstwy „zimnej” 90°C, temperaturze powietrza 20°C, grubości warstw 5 cm, temperaturze układanej warstwy 140°C

4. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań terenowych, symulacji komputerowych i analiz ustalono następujące wnioski:

- Największe wartości zmiany temperatury w strefie spoiny podłużnej, w obszarze styku warstw „gorącej” z „zimną”, odnotowano w chwili wbudowywania warstwy „gorącej” – tuż za rozścielaczem.
- Strefa największych spadków temperatur w gorącej mieszance mineralno-asfaltowej zachodzi w przedziale od linii styku warstw do 10-12 cm w kierunku środkowym warstwy.
- Strefa obniżonych temperatur wbudowywanej warstwy, przy których proces zagęszczania mieszanki mineralno-asfaltowej nie odpowiada wymaganiom technologicznym, waha się w granicach od linii styku warstw do 3-10 cm w kierunku środkowym warstwy i zależy od temperatury początkowej wbudowywanej mieszanki mineralno-asfaltowej.
- Minimalna temperatura do jakiej należy podgrzać „zimną” warstwę w strefie styku wynosi 80°C przy temperaturze wbudowywanej warstwy z gorącej MMA równej 165°C, natomiast przy temperaturze wbudowywanej MMA 140°C – wynosi 90°C.

Literatura

- Dowell E., Stubbs J. (2004). Zagęszczanie i rozkładanie nawierzchni asfaltowych: teoria i praktyka. Tłumaczenie A. Grzybowski, red. J. Judycki, M. Pszczoła. *Dynapac*, Szwecja, 12-18.
- GDDP (2009). System Oceny Stanu Nawierzchni SOSN. Wytyczne Stosowania - Załącznik E. Katalog typowych uszkodzeń nawierzchni bitumicznych dla potrzeb ciągłego obmiaru uszkodzeń metodą oceny wizualnej w Systemie Oceny Stanu Nawierzchni SOSN. *GDDP*, Warszawa, 69-74.
- Jemielanow R. T., Prokoliew A. P., Klimiow A. S. (2009). Issledowanie procesu upłotnienia asfaltobetonnej smiesi po szirinie układki. *Czasopismo SDM*, 7/2009, 1-5.
- Piłat J., Radziszewski P. (2010). Nawierzchnie asfaltowe. *Wydawnictwa Komunikacji i Łączności*, Warszawa, 404-406
- Plewa A. (2014). Analiza porównawcza wybranych metod badawczych odporności na działanie wody i mrozu mieszanek mineralno-asfaltowych. *Budownictwo i Architektura*, Vol. 13, No. 4, 195-202.
- Sybilski D. (2009). Wymagania techniczne dotyczące nawierzchni asfaltowych na drogach publicznych – cz. I. *Magazyn Autostrady*, 3/2009, 60.
- Wasiljew A.P. i inni (2005). Stroitelstwo i rekonstrukcja awtomobilnych dorog. SED, T.1. *Informawtodor*, Rosja.
- Zubkow A. F. (2006). Technologia ustrojstwa drożnych pokrytii s uczetom temperaturnych režimow asfaltobetonnych smiesiej. Naucznoje izdanije. *Izd-wo Perszina*, Tambow.

THE ANALYSIS OF TEMPERATURE DIFFERENCIES BETWEEN THE LAYERS MADE OF MINERAL-ASPALT MIX IN THE TECHNOLOGICAL SEAM ZONE

Abstract: Previous research confirmed that during laying process of the mineral-asphalt mix layers, there are areas formed therein the compaction index is smaller than in the central zone of the layer. Those areas are observed in the cross-section of road surface and they are formed at the stage of laying and pre-compaction of asphalt layers. To clarify the temperature drops in the contact zone of the incorporated layers of hot mineral-asphalt mix the *in situ* research was conducted. To analyze temperature changes in the technological seam zone computer programme was developed. The software allows to simulate and determine temperatures occurring in the area.

Przedstawione w artykule wyniki badań i analiz zostały uzyskane w ramach międzynarodowej współpracy pomiędzy Katedrą Budownictwa Miejskiego i Dróg Samochodowych Państwowego Uniwersytetu Technicznego w Tambowie (Rosja) a Zakładem Inżynierii Drogowej, Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Białostockiej.

GLOBALNE OCIEPLENIE – PRZYCZYNY, SKUTKI ORAZ ZAPOBIEGANIE ZMIANOM KLIMATU

Izabela KUROWSKA, Adrian KONOPKO, Renata ŚWISŁOCKA,
Grzegorz ŚWIDERSKI, Włodzimierz LEWANDOWSKI*

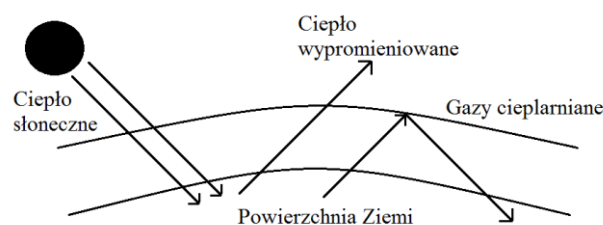
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

Streszczenie: Efekt cieplarniany stał się w ostatnich latach jednym z głównych problemów świata. Globalne ocieplenie wpływa negatywnie na środowisko. Wiele gatunków roślin i zwierząt, które nie mogą przystosować się do zmian klimatycznych może wyginąć. Wpływa ono także niekorzystnie na ekonomię i infrastrukturę państw. Organizowane są liczne konferencje odnośnie zmiany klimatu, których celem jest poszukiwanie rozwiązań służących redukcji emisji gazów cieplarnianych. Na konferencjach w Kioto i Paryżu powstały protokoły odnośnie ograniczenia emisji tych gazów. Protokół paryski przedstawia długoterminową strategię przeciwdziałania globalnemu ociepleniu. Zakłada on redukcję gazów cieplarnianych do roku 2050, o co najmniej o 60% w odniesieniu do roku 2010.

Słowa kluczowe: globalne ocieplenie, gazy cieplarniane, zmiana klimatu.

1. Wprowadzenie

Globalne ocieplenie stało się w ostatnich latach przedmiotem zainteresowania wielu państw oraz dziedzin nauki. W 2013 roku został ogłoszony 5. Raport Oceniający Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (ang. *Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*, 2013). Wynika z niego, że zmiany klimatu są niezaprzeczalne i z 95-procentowym prawdopodobieństwem można przypisać je działalności człowieka. W globalnym ociepleniu największe znaczenie ma efekt cieplarniany związany z rosnącym stężeniem gazów, takich, jak: CO₂, CH₄, N₂O oraz pyłów w atmosferze. Efekt cieplarniany to naturalne zjawisko, dzięki któremu może istnieć życie na Ziemi. Obecne w atmosferze ziemskiej gazy tworzą powłokę łatwo przepuszczającą promieniowanie widzialne i ultrafioletowe, które po dotarciu do powierzchni Ziemi nagrzewają ją. Wyemitowane z naszej planety promieniowanie ciepłe (długofalowe) unosi się i w górnych warstwach atmosfery jego znaczna część jest zatrzymywana. Dzięki temu średnia temperatura powierzchni Ziemi utrzymuje się na poziomie około 15°C. Bez efektu cieplarnianego temperatura wynosiłaby około -18°C (Dubiński i in., 2010). Zatem problemem nie jest efekt cieplarniany, lecz jego nasilenie. Mechanizm tego zjawiska przedstawiony został na rysunku 1.



Rys. 1. Mechanizm efektu cieplarnianego

2. Podstawy fizykochemiczne efektu cieplarnianego

W powstawaniu efektu cieplarnianego kluczową rolę odgrywają gazy, znajdujące się w dolnej warstwie atmosfery (troposferze), takie jak: para wodna, metan, tlenek węgla(IV) oraz inne – nazywane gazami cieplarnianymi. Mają one zdolność do absorbowania i emisji światła podczerwonego. Gazy cieplarniane charakteryzują się trwałością i biernością chemiczną, na co wskazuje długi okres ich przebywania w atmosferze (Kociołek-Balawejder i Stanisławska, 2012).

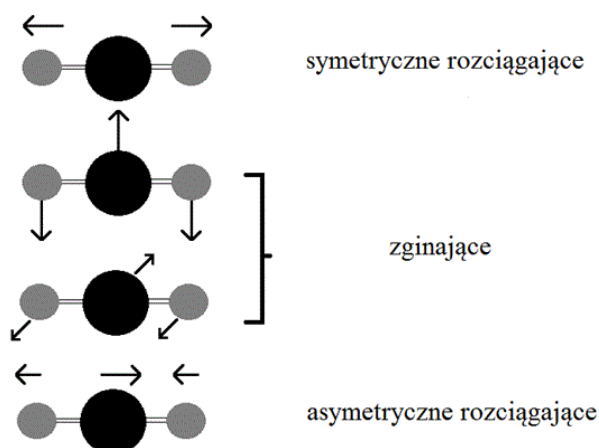
2.1. Gazy cieplarniane

Gazy, jako najprostsze molekuly, mogą drgać tylko przy określonej częstotliwości. Cząsteczki zbudowane z takich samych atomów, na przykład tlen i azot (również znajdujące się w atmosferze) nie są gazami

* Autor odpowiedzialny za korespondencję. E-mail: w-lewando@wp.pl

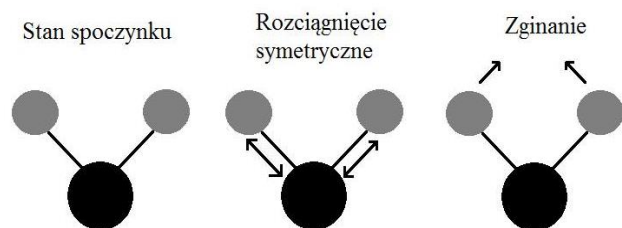
cieplarnianymi. Nie absorbują one promieniowania podczerwonego, dlatego określane są jako nieaktywne w podczerwieni. Powodem przezroczystości azotu i tlenu w zakresie IR (ang. *Infrared*) jest symetria tych cząsteczek – nie mają one w stanie równowagi trwałego momentu dipolowego i nie tworzy się on w czasie drgań, zatem promienie podczerwone nie oddziałują z tymi molekułami. W czasie drgań cząsteczek tlenu i azotu następuje tylko zmiana polaryzowalności (tak zwane potencjalnej zdolności przemieszczania się ładunku elektronowego względem zębów atomowych) tych cząsteczek (Lewandowski i in., 2007, Karwasz i Służewski, 2013).

Tlenek węgla(IV) jest cząsteczką liniową (długość wiązania C=O wynosi 116,3 pm). Cząsteczka CO₂ charakteryzuje się trzema rodzajami drgań oscylacyjnych (rys. 2). Obrót molekuly w stanie spoczynku (symetryczne drgania) nie wpływa na jej pole elektryczne oraz na zmianę momentu dipolowego, który w tym przypadku wynosi zero. Pozostałe dwa rodzaje drgań: asymetryczne rozciągające oraz zginające powodują zmianę momentu dipolowego w czasie drgań, co powoduje aktywność w podczerwieni.



Rys. 2. Rodzaje drgań cząsteczki wody

Cząsteczki wody są nieliniowe, a wiązania pomiędzy wodorem i tlenem są silnie spolaryzowane, dlatego woda ma trwały moment dipolowy i zmienia się on podczas jej drgań. Taka budowa pozwala na pochłanianie promieniowania podczerwonego. Istnieje kilka rodzajów drgań cząsteczki wody, które zostały przedstawione na rysunku 3.



Rys. 3. Rodzaje drgań cząsteczki tlenu węgla(IV)

2.2. Sprężenia zwrotne

Ważną rolę w kształtowaniu klimatu spełniają sprężenia

zwrotne, które dzielimy na dodatnie i ujemne. O ujemnym sprężeniu zwrotnym mówimy wtedy, gdy efekt zmiany przeciwdziała czynnikowi, który ten efekt wywołał. Skutkuje ona osłabieniem i stabilizacją zmian zachodzących w klimacie. W dodatnim sprężeniu zwrotnym efekt zmiany wzmacnia czynnik, który ten efekt wywołał, co skutkuje destabilizacją klimatu (Kundzewicz, 2013). Podczas modelowania klimatu uwzględnia się sprężenie zwrotne pary wodnej, która do niedawna była uważana za gaz szklarniowy mający największy wpływ na powstawanie efektu cieplarnianego. Wzrost temperatury prowadzi do zwiększenia parowania wody. Powstająca para wodna przyczynia się do podwyższenia temperatury Ziemi. Sprężenie zwrotne pary wodnej warunkuje istnienie punktu maksymalnej wartości pary wodnej, jaką może osiągnąć atmosfera. Po przekroczeniu tego punktu dalsze parowanie skutkuje opadami deszczu. Naukowcy uważają, że na Wenus kiedyś było tyle samo wody, co na naszej planecie. Z powodu braku sprężenia zwrotnego pary wodnej oraz mniejszej odległości od Słońca uważa się, że woda wyparowała, zamiast skroplić się i utworzyć morza, tak jak stało się to w przypadku Ziemi.

Sprężenie zwrotne biosfery lądowej wpływa na klimat zmieniając albedo (zależność pomiędzy ilością promieniowania padającego do odbitego) gruntu. Drzewa posiadają znacznie niższe albedo od terenów bezdrzewnych. Oziębienie prowadzi do ograniczenia lesistości, powiększenia albedo, co skutkuje obniżeniem temperatury. Lasy amazońskie pobierają wodę z Ziemi, a następnie oddają ją do atmosfery za pomocą aparatów szparkowych w liściach. Wzrost ilości pary wodnej skutkuje zwiększeniem ilości opadów, co powoduje dalszy intensywny wzrost drzew. Ten efekt uważany jest za główny czynnik, dzięki któremu lasy równikowe mogą istnieć.

Sprężenie zwrotne albedo lodu, występującego głównie na obszarze okołobiegunowym. Zmiany temperatury w wyższych szerokościach geograficznych są dwu-, a nawet czterokrotnie większe od przeciętnych panujących na Ziemi. Jest to zauważalny proces i świadczy o tym na przykład topniejąca pokrywa lodu na Arktyce (Archer, 2011).

3. Przyczyny globalnego ocieplenia

3.1. Obieg węgla w przyrodzie

Węgiel to podstawowy pierwiastek budulcowy związków organicznych. W żywą materię organiczną zostaje wbudowany w postaci tlenu węgla(IV), asymilowanego przez autotrofy w procesie fotosyntezy. Proces ten polega na zamianie, z wykorzystaniem światła słonecznego, tlenu węgla(IV) i wody w organiczne związki węgla. Pełnią one różnorodne funkcje w organizmach, na przykład białka tworzą enzymy kontrolujące reakcje chemiczne. Tlenek węgla(IV), znajdujący się w atmosferze stanowi niewielką część węgla istniejącego na Ziemi. Pierwiastek ten znajduje się również

na powierzchni lądu w postaci szczątków organizmów, w ocenach i skałach osadowych. Każde z tych zasobów gromadzi i przechowuje przerobiony tlenek węgla(IV), dlatego ilość atmosferycznego CO₂ zmienia się.

3.2. Naturalne przyczyny globalnego ocieplenia

Aktywność Słońca, wybuchy wulkanów oraz zmiany cyrkulacji oceanicznej to czynniki naturalne odpowiedzialne za zmiany klimatu. Wulkany podczas erupcji wyrzucają do atmosfery duże ilości pyłów i gazów (na przykład HCl, SO₂, CO₂, H₂S). W kwietniu 2010 roku społeczność europejska została zaskoczona skutkami wybuchu wulkanu Eyjafjallajökull w Islandii. Z jego krateru wydzielala się duża ilość materii na wysokość około 10 kilometrów. Pył wulkaniczny był niesiony przez ruchy powietrza w kierunku wschodnim, co w dużej części Europy wstrzymało ruch samolotów na wiele dni. Częstki pyłu wulkanicznego są twarde i ostre, pochodzą z magmy znajdującej się w głębi skorupy ziemskiej. Mogą zniszczyć silnik samolotu odrzutowego, a także ograniczać widoczność (Kociołek-Balawejder i Stanisławska, 2012).

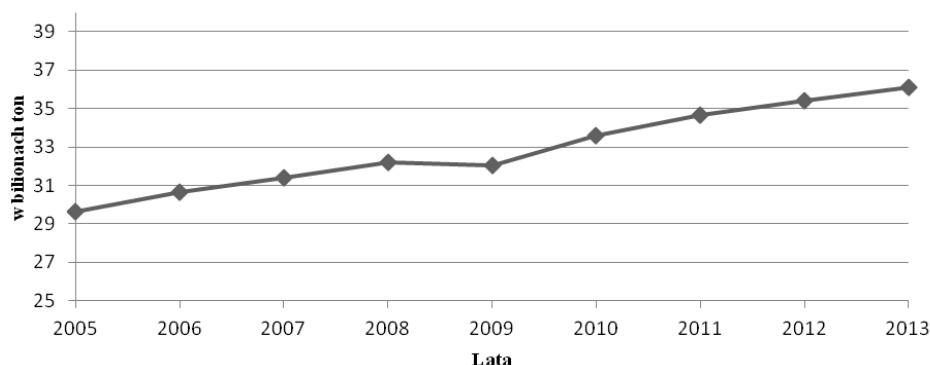
Duże znaczenie w analizie zmian klimatu mają gazy wulkaniczne wyrzucane do stratosfery, które ulegają transformacji fizykochemicznej i rozprzestrzeniają się wokół całej Ziemi. Na rozproszenie krótkofalowego promieniowania słonecznego największy wpływ mają aerozole siarczanowe, powstające z połączenia wody i gazowego SO₂. Molekuły siarczanów absorbują i rozpraszają promieniowanie słoneczne (zjawisko purpurowego zmierzchu) (Batur, 2008). Skutkują one ogrzewaniem stratosfery, podczas gdy w dolnych warstwach troposfery następuje ochłodzenie spowodowane spadkiem promieniowania dochodzącego do Ziemi. Po erupcjach wulkanów poziom nasłonecznienia planety spada o około 10-15%. Dziewiętnaście największych erupcji w naszej erze spowodowało średnie ochłodzenie o 0,6±0,2°C w ciągu pięciu lat po wybuchu (Sigl i in., 2015).

Naukowcy uważają, że zmiany klimatu mogły być

wynikiem zmiany aktywności Słońca, które przesyła różną ilość energii do naszej planety. Aktywność słoneczną można mierzyć na dwa sposoby: ilością plam lub liczbą izotopu berylu obecnego w odwiertach lądolodów na Grenlandii. Izotop ¹⁰Be produkowany jest w atmosferze na skutek działania promieniowania kosmicznego pochodzenia pozasłonecznego. Im bardziej aktywne jest Słońce, tym magnetosfera (magnetyczne otoczenie ciał niebieskich) lepiej chroni planety przed tym promieniowaniem. Skutkuje to tym, że wraz ze wzrostem aktywności Słońca powstaje mniej izotopu berylu. Na tej podstawie można stwierdzić wzmogłą aktywność słoneczną. Korelację pomiędzy aktywnością Słońca, a temperaturą na Ziemi widać na przestrzeni wieków. Ocieplenie klimatu mające miejsce w IX-XIII wieku, „mała epoka lodowcowa” w XV-XVIII wieku są powiązane z aktywnością Słońca. Do lat pięćdziesiątych XX wieku wzrost temperatury można było tłumaczyć wzmogłą działalnością słoneczną. Jednak od tego czasu aktywność Słońca maleje, natomiast temperatura na naszej planecie wciąż rośnie. Z tego wynika, że od około 1850 roku na klimat znaczny wpływ mają takie czynniki jak wzrastające stężenie tlenku węgla(IV) w atmosferze, pomniejszając wpływ aktywności Słońca na zmiany klimatu (Scott i in., 2002).

3.3. Działalność człowieka, a globalne ocieplenie

Działalność człowieka przyczynia się do ocieplenia klimatu na kilka sposobów. Największym i najdłuższym trwającym czynnikiem powodującym zmianę klimatu jest wzrost stężenia tlenku węgla(IV), wskutek spalania paliw kopalnych i intensywnej eksploatacji lasów. Według badań zapoczątkowanych przez Keelinga w 1958 roku w latach 1960-2010 nastąpił szybki wzrost stężenia tego gazu w atmosferze z poziomu 280 ppm do 390 ppm, a więc o 40%. Na wykresie (rys. 4) przedstawiono globalną emisję tlenku węgla(IV) w latach 2005-2013. Na podstawie analizy wykresu można stwierdzić, że globalna tendencja emisji tlenku węgla(IV) wciąż rośnie, co ma niekorzystny wpływ na zmiany klimatu.



Rys. 4. Globalna emisja tlenku węgla(IV) w latach 2005-2013 (GUS, 2015d)

Metan jest drugim, po tlenku węgla(IV), gazem mającym wpływ na efekt cieplarniany. Głównym antropogenicznym źródłem tego gazu w Polsce jest sektor energii (45%), w tym głównie emisja lotna ze spalania paliw (35%), zwłaszcza z kopalni węgla. Na wielkość emisji wpływa także rolnictwo (32%), w szczególności fermentacja jelitowa oraz składowanie odpadów stałych.

Na świecie głównymi źródłami metanu jest produkcja paliw kopalnych, rolnictwo i hodowla oraz obszary bagienne i oceany. Przypuszcza się także, że w wyniku globalnego ocieplenia metan może być uwalniany z wiecznej zmarzliny i lodu (Kundzewicz, 2013). Według naukowców na usuwanie metanu z atmosfery wpływa wzrost stężenia wolnych rodników OH^\bullet w troposferze. W latach 1980-1990 stężenie metanu w atmosferze rosło o 12-17 ppb (około 0,9%). Obecnie zmalało do około 2 ppb rocznie. Przewiduje się, że w 2050 roku koncentracja metanu powinna być zbliżona do obecnej (IPCC, 2007).

Tlenek azotu(I) jest produktem denitryfikacji, przeprowadzanej przez bakterie żyjące w glebie i wodach powierzchniowych. Wzrost emisji N_2O wywołany jest głównie przez stosowanie nawozów azotowych, przekształcanie terenów leśnych w uprawne oraz spalanie paliw kopalnych (Dobrzański i in., 2012). W Polsce istotny wpływ na wielkość emisji tlenku azotu(I) w 2014 roku miało rolnictwo, ponieważ stanowiło 84% całkowitej emisji tego gazu w Polsce. Mniejszy wkład miał sektor energii związany ze spalaniem paliw (7%) oraz procesy przemysłowe (3%).

Nietrwałym gazem cieplarnianym jest ozon troposferyczny, będący także zanieczyszczeniem wtórnym. Powstaje on w wyniku reakcji fotochemicznych, które zachodzą w powietrzu zanieczyszczonym na przykład tlenkami azotu pochodzącymi głównie z transportu.

Zapylenie powietrza w sposób bezpośredni wpływa na globalne ocieplenie. Aerozole pyłowe tworzą się w prostych procesach fizycznych. Cząstki aerozolu o małej średnicy są przenoszone do atmosfery przez wiatr, mają zdolność rozpraszania światła i utrudniają przenikanie promieniowania słonecznego do powierzchni Ziemi (VanLoon i Duffy, 2007, Kociołek-Balawejder i Stanisławska, 2012). Istnieje wiele grup aerozoli atmosferycznych pochodzenia naturalnego. Wśród nich można wyróżnić aerozol kontynentalny utworzony z pyłów z erozji gleb i skał, czy bioaerozol, zawierający pyłki roślin i strzępki grzybów pleśniowych. Aerozole mogą pochodzić również ze źródeł antropogenicznych na przykład aerozol miejski, zawierający między innymi sadzę i dym z rur wydechowych pojazdów. Pyły te są niekorzystne dla środowiska oraz zdrowia człowieka (Manahan, 2012). Stanowią bardzo małe cząstki, które z łatwością są wchłaniane przez układ oddechowy człowieka i zwierząt. Ich duże stężenie na danym obszarze, w połączeniu z odpowiednimi warunkami pogodowymi, może powodować smog. Zjawisko to można zaobserwować w wielu miastach świata (Pekin, Londyn), w tym także w Polsce (Kraków, Katowice).

W związku z działalnością człowieka związana jest

również emisja innych gazów powodujących globalne ocieplenie. Należą do nich substancje objęte protokołem montrealiskim (podpisanym w 1987 roku): freony i halony. Za szczególnie groźne uznawano freony, których używano, jako substancje chłodzące na przykład w lodówkach i aerozolach (Dobrzański i in., 2012). Podjęte działania, między innymi podpisanie Konwencji Wiedeńskiej, w sprawie ochrony warstwy ozonowej przyczyniły się do zahamowania ich emisji.

3.4. Rola gleb i torfowisk w emisji gazów cieplarnianych

W glebie zgromadzone jest dwukrotnie więcej węgla organicznego niż w biosferze lądowej. Glebowy zasób zawiera się w rozkładających się liściach i innym materiale roślinnym. Zawartość węgla zgromadzonego w glebie zależy od typu gleby, warunków klimatycznych i stopnia zalesienia. Do zmniejszenia zawartości materii organicznej w glebie i powodowania emisji CO_2 przyczynia się rolnictwo.

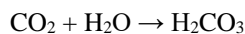
Torf to świeże pokłady szczątków roślin lądowych w bagnach, które w przyszłości mogą przekształcić się w węgiel kopalny. Torfowiska stanowią bardzo ważny element obiegu węgla w przyrodzie. Zajmując około 3,7 mln km^2 (około 2,5% lądów Ziemi), skupiają około 30% zasobów węgla zgromadzonego w ekosystemach, co odpowiada w przybliżeniu 60-75% zasobów tego pierwiastka w atmosferze i dwukrotności zasobów węgla zgromadzonego przez lasy (Oleszczuk, 2012). Odwodnienie torfowisk w wyniku pozyskiwania torfu, niewłaściwej gospodarki leśnej czy wypasania zwierząt prowadzi do zwiększenia intensywności rozkładu materii organicznej i emisji tlenku węgla(IV) oraz innych gazów cieplarnianych do atmosfery, takich jak tlenek azotu(I). Emisja tego gazu kształtuje się na niskim poziomie i wzrasta wraz z intensywnością odwodnienia. Według naukowców odwodnione gleby torfowe w Europie emitują rocznie średnio od około 2 do 56 kilogramów N_2O /ha w krajach europejskich (Oleszczuk, 2012). Skala emisji tego gazu uzależniona jest od zachodzących procesów nitryfikacji i denitryfikacji, zawartości anionu azotanowego(V), odczynu oraz temperatury gleby. Natomiast torfowiska w stanie naturalnym (nieodwodnione) są emiterami metanu i emitują około 22% światowej ilości CH_4 do atmosfery (Pawlaczyk, 2014). Wsuszenie tych terenów w celu użytkowania przez człowieka, na przykład do celów rolniczych, powoduje przerwanie wydzielania tego gazu do atmosfery.

W raporcie wydanym przez Wetlands International (2010) oceniono, że ubytek torfowisk w Polsce powoduje wydzielenie 24 mln ton tlenku węgla(IV) rocznie, co stawia Polskę w pierwszej dziesiątce emitentów tego gazu z torfowisk na świecie.

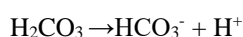
3.5. Wpływ oceanów na zmiany klimatu

Oceany są naturalnym zbiornikiem pochłaniającym około 40% tlenku węgla(IV) z atmosfery (Batur, 2008). Jest on następnie wiązany przez plankton, rośliny morskie oraz zwierzęta (skorupiaki, koralowce). Oceaniczne

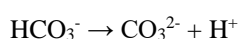
pochłanianie węgla zależy od cyrkulacji wody w oceanie i od postaci chemicznych, jakie przyjmuje rozpuszczony w wodzie tlenek węgla(IV). Gdy w atmosferze znajduje się większa ilość CO₂, to oceany wchłaniają go więcej, ze względu na wzrastającą różnicę ciśnienia tego gazu między atmosferą, a powierzchnią oceanów. Związki węgla odgrywają znaczącą rolę w chemizmie wód, wpływając na równowagę jonową. Tlenek węgla(IV) rozpuszczając się w wodzie, reaguje z nią i tworzy kwas węglowy.



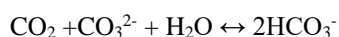
Kwas węglowy traci jon wodorowy, tworząc jon wodorowęglanowy.



Jeżeli zostanie uwolniony drugi proton, możliwe jest wytworzenie jonu węglanowego.



Sumaryczną reakcję przedstawia równanie:



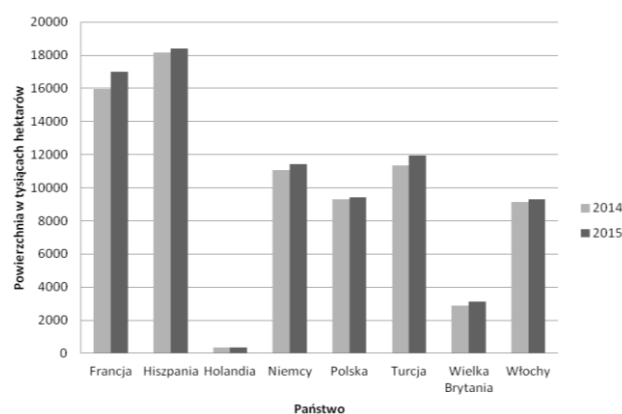
Zgodnie z regułą przekory le Chateliera-Browna, gdy zwiększy się ilość tlenu węgla(IV), równowaga zostaje zachowana wskutek przebiegu reakcji w prawo i wykorzystanie części tlenu węgla(IV) w reakcji z jonem węglanowym. Powyższe reakcje regulują odczyn (pH) wody. Gdyby CO₂ nie ulegał reakcjom związanym z pH, woda morska nie mogłaby pochłaniać ani uwalniać więcej tego gazu. Jest to skuteczny system buforowy, którego siła wynosi około 10 (Archer, 2011). Oznacza to, że woda morska może utrzymać dziesięć razy więcej tlenu węgla(IV), niż w sytuacji, gdy nie ma reakcji buforowania. Gdy stężenie tlenu węgla(IV) w atmosferze rośnie i jest on pochłaniany przez ocean, stężenie jonów węglanowych spada. Wynikiem tego jest zmniejszenie możliwości buforowania tlenu węgla(IV). Następstwem jest zmniejszenie pochłaniania CO₂ przez ocean. Ponadto spadek stężenia jonów węglanowych może zniszczyć rafy koralowe i organizmy wytwarzające wapienne szkielety z węglanu wapnia. Rozpuszczony w wodzie tlenek węgla(IV) przekształca się w kwas, który reaguje z węglanem wapnia, rozpuszczając go.

3.6. Wpływ zasobów leśnych na absorpcję tlenu węgla(IV)

Lasy są najbardziej zróżnicowanymi biologicznie ekosystemami lądowymi. Powierzchnia lasów w 2014 roku w Polsce według danych GUS (2015c) wynosi 9197,9 tysięcy hektarów. W porównaniu z rokiem poprzednim nastąpił wzrost powierzchni lasów o 20,7 tysięcy hektarów. Obliczona według standardu międzynarodowego zalesienie Polski wynosi 29,4% (Milewski, 2015). Podstawą prac zalesieniowych w Polsce jest „Krajowy program zwiększania lesistości”, zakładający wzrost powierzchni lasów do 30% w 2020 roku i do 33% w 2050 roku.

Wobec zmian klimatycznych lasy ogrywają głównie rolę prewencyjną. Rola ta polega na zapobieganiu absorbowaniu tlenu węgla(IV) poprzez działania, które prowadzą do obniżenia zagrożenia wystąpienia zakłóceń w ekosystemach leśnych (w tym pożarów), niedopuszczania do przekształcania terenów leśnych w nieleśne (lasy magazynują znacznie większe ilości tlenu węgla(IV), niż tereny rolnicze czy zurbanizowane) (Milewski, 2015). Oprócz roli prewencyjnej, bardzo ważna jest także funkcja redukcyjna lasów. Funkcja ta jest możliwa dzięki zjawisku sekwestracji, czyli pochłaniania tlenu węgla(IV), który w wyniku fotosyntezy przekształca się w biomasę.

Podczas XIV Światowego Kongresu Leśnego w RPA (7-11 września 2015 roku) opublikowano wyniki raportu Globalnego Oszacowania Zasobów Leśnych FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*, 2013) obejmujący 234 kraje (Zygmunt, 2015). Według FAO zasoby leśne na świecie wciąż się zmniejszają na skutek między innymi wzrostu liczności populacji i przekształcania gruntów leśnych w rolne, ale w ciągu ostatnich 25 lat tempo globalnego wylesiania netto zmniejszyło się o ponad 50%. Od 1990 roku największa utrata powierzchni lasów występuje w Afryce i Ameryce Południowej. W 1990 roku 4128 mln hektarów lasów składało się na 31,6 % obszarów lądowych, natomiast w 2015 roku 3999 milionów hektarów lasów stanowiło 30,6% powierzchni lądów. Roczny udział netto utraty powierzchni lasów zmniejszył się z 0,18 % na początku lat 1990, do 0,08 % w latach 2010-2015. Na wykresie (rys. 5) przedstawiono porównanie powierzchni, którą stanowią lasy wybranych krajów Europy w latach 2014 i 2015.



Rys. 5. Porównanie powierzchni lasów krajów europejskich w latach 2014-2015 (GUS, 2014, 2015d)

4. Skutki globalnego ocieplenia

4.1. Polska, a zmiana klimatu

W XX wieku tempo ocieplenia wzrosło. Średnia temperatura w Polsce w latach 1901-2000 wzrastała o 0,0089°C na rok. Stuletni przyrost temperatury wyniósł więc prawie 0,9°C (Kozuchowski, 2011). Przewiduje się, że do końca XXI wieku średnia roczna temperatura na terenie Polski wzrośnie o 3-3,5°C. Kilkukrotnie

wzrośnie liczba dni z maksymalną dobową temperaturą powietrza przekraczającą 30°C, a temperatury powyżej 35° mogą występować niemal każdego lata, nawet przez ponad 20 dni w roku (Graczyk, 2013). Zmniejszy się natomiast liczba dni mroźnych w roku. Niektóre zimy mogą być całkowite pozbawione niskich temperatur (Graczyk, 2013).

Zmiany ekstremów pogodowych spowodują szereg niekorzystnych zmian w środowisku Polski. Wzrost temperatury wiosną i jesienią wpłynie na wydłużenie sezonu wegetacyjnego. Jednak produkcja biomasy przez rośliny będzie obniżona, w głównej mierze przez niedostateczną ilość wody (niezbędnej do procesu fotosyntezy) i wysoką temperaturę. W efekcie można spodziewać się współzawodnictwa między gatunkami roślin (Kundzewicz, 2013). Niedobór wody przyczyni się także do osłabienia drzew i zwiększenia ich podatności na rozwój chorób grzybowych oraz atak szkodników (Kundzewicz, 2013). Ponadto zmiana ekstremów temperaturowych w środkowej i wschodniej Europie może spowodować zmniejszenie się ilości opadów latem, podwyższenie ryzyka pożarów lasów (EEA, 2015), występowanie silnych wiatrów, a także rozwoju czynników chorobotwórczych.

Wśród pozytywnych aspektów wzrostu temperatury można wyróżnić: możliwość uprawy roślin ciepłolubnych, oszczędności na materiale opałowym i odśnieżaniu dróg podczas zimy.

4.2. Globalne skutki ocieplenia klimatu

Obszar śródziemnomorski to jeden z najbardziej podatnych na zmiany klimatu terenów w Europie. O ile dla innych europejskich regionów przewiduje się zarówno zyski, jak i straty wynikające z globalnego ocieplenia, teren ten traci w każdej kategorii (EEA, 2015). Europejska Agencja Środowiska (EEA) przewiduje, że wzrost temperatury w obszarze śródziemnomorskim będzie wyższy niż średnia europejska. Inne niebezpieczeństwa wymienione w raporcie to między innymi podwyższenie ryzyka utraty różnorodności biologicznej, podwyższenie ryzyka pustynnienia, czy zwiększone ryzyko pożarów lasów. Przewiduje się także, że nastąpi zmiana przestrzennego zakresu występowania gatunków oraz wymieranie tych, które nie mogą przystosować się do zmian klimatu (Sowiński i Wołoszyn, 2013). Przy wzroście temperatury o 1,5-2,5°C 20-30% gatunków może wyginąć (Dobrzański i in., 2012).

Globalne ocieplenie będzie miało także skutki społeczne i ekonomiczne. Z powodu podnoszenia się poziomu wód ucierpi wiele społeczeństw. Do obszarów, które są szczególnie narażone należy Afryka (Kundzewicz, 2013), nisko położone obszary nadmorskie, małe wyspy Karaibów i Pacyfiku, kraje wyspiarskie (Malediwy, Kiribati) oraz Azja Południowo-Wschodnia. Krajem, który jako jeden z pierwszych zostanie zalany podczas podnoszenia się poziomu mórz jest Bangladesz. Jeśli poziom mórz wzrośnie o 45 cm, kraj ten zostanie zalany w 10% (Giddens, 2010). Według prognoz, do połowy XXI wieku, może pojawić się nawet około

200 mln ekologicznych uchodźców, uciekających przed powodzią i suszami (Dobrzański i in., 2012).

Europejska Agencja środowiska (2015) prognozuje, że zmiana klimatu wpłynie znacznie na ekosystemy morskie. Obecnie, obserwuje się wzrost temperatury wód, zwiększenie zakwaszenia oraz wywołanie nienaturalnych migracji gatunków na północ. W wielu regionalnych morzach na całym świecie występuje ponadto niedobór tlenu (hipoksja), spowodowany zanieczyszczeniem substancjami biogennymi, co prowadzi do zmniejszenia się populacji ryb. Uważa się, że największym morskim obszarem dotkniętym niedotlenieniem jest Morze Bałtyckie (Carstensen i in., 2014).

Zmiany klimatu wpływają również na ekosystemy wód słodkich w południowej i wschodniej Europie – spada ilość wody w rzekach, podczas gdy w innych regionach rośnie. Na wody słodkie mają wpływ także częściej występujące i bardziej intensywne susze (głównie w południowej Europie) oraz podwyższenie temperatury wody (EEA, 2015).

Wzrost temperatury może mieć również skutki zdrowotne. Wzrośnie ilość ofiar śmiertelnych spowodowana powodzią, czy pożarami. Zwiększy się także obszar występowania chorób zakaźnych takich jak malaria, czy żółta febra (Dobrzański i in., 2012; Sowiński i Wołoszyn, 2013).

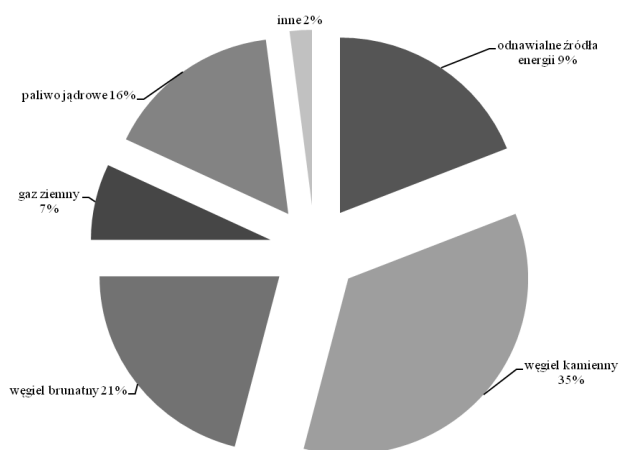
5. Zapobieganie ociepleniu klimatu

5.1. Energia odnawialna w Polsce i na świecie

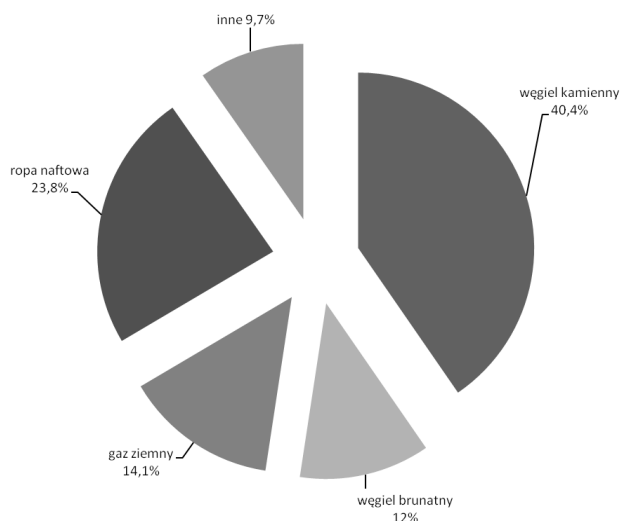
Redukcja emisji gazów cieplarnianych w Polsce i na świecie, jest możliwa dzięki wykorzystaniu i intensyfikacji odnawialnych źródeł energii. Zasoby nieodnawialne, stanowiące dotychczas podstawowe źródło zaopatrzenia energetycznego wszystkich państw w energię pierwotną i warunkujące rozwój cywilizacyjny, obejmują (Jeleń i Cała, 2012):

- węgiel kamienny i węgiel brunatny,
- ropę naftową i jej pochodne,
- naturalne bituminy,
- gaz ziemny,
- paliwo uranowe.

Surowce te, zwane również paliwami konwencjonalnymi, po wykorzystaniu ulegają procesowi rozkładu (Stacharska-Targosz, 2010). W wizji Polski 2030 (Boni, 2012) udział węgla kamiennego i brunatnego w całkowitym bilansie energetycznym ma zostać zredukowany do około 50-60%, natomiast wykorzystanie odnawialnych źródeł energii ma wzrosnąć docelowo do prawie 19% w 2030 roku (rys. 6). Dla porównania udział paliw w wytworzeniu energii elektrycznej w 2014 roku przedstawia rysunek 7.



Rys. 6. Struktura paliwowa źródeł energii w Polsce do 2030 roku (Ministerstwo Gospodarki, 2009)

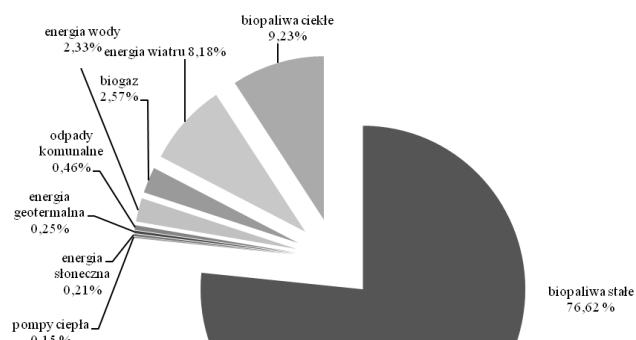


Rys. 7. Struktura paliwowa źródeł energii w Polsce w 2014 roku (GUS, 2015b)

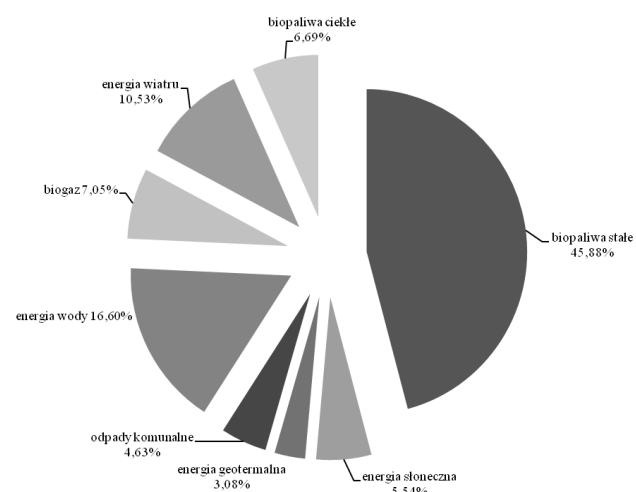
Energia ze źródeł odnawialnych oznacza energię, która pochodzi z naturalnych powielających się procesów zachodzących w środowisku (Niedziółka, 2010). Źródła odnawialne są zatem alternatywą dla rezerw nieodnawialnych. Ich zasoby ulegają uzupełnieniu w naturalny sposób, przez co są praktycznie niewyczerpywalne. W ramach odnawialnych źródeł energii wyodrębnia się energię: promieniowania słonecznego, wody, wiatru, geotermalną, a także fal, pływów i prądów morskich oraz energię pozyskiwaną z biopaliw stałych, ciekłych i biogazu.

Rozkład pozyskania energii ze źródeł odnawialnych Polski (rys. 8) różni się zasadniczo od struktury pozyskania energii ze źródeł odnawialnych Unii Europejskiej (rys. 9). Struktura ta wynika przede wszystkim z charakterystycznych dla naszego kraju warunków geograficznych. Energia pozyskiwana ze źródeł odnawialnych w Polsce pochodzi w przeważającym stopniu z biopaliw stałych oraz ciekłych. Rada Europejska ustaliła (Pismo przewodnie EUCO, 2014), że w 2030 roku udział energii ze źródeł odnawialnych w energii zużywanej w UE wynosił będzie co najmniej 27%. Niekwestionowanym liderem w dziedzinie osiągnięć

ekologicznych jest Szwecja. Kraj ten zakłada, że do 2020 roku stanie się pierwszą na świecie gospodarką wolną od ropy naftowej. Emisję gazów cieplarnianych z transportu zamierza natomiast zredukować poprzez wykorzystanie biopaliw, pochodzących z dużych obszarów leśnych (Giddens, 2010).



Rys. 8. Pozyskanie energii ze źródeł odnawialnych w Polsce w 2014 roku (GUS, 2015a)



Rys. 9. Pozyskanie energii ze źródeł odnawialnych w Unii Europejskiej w 2013 roku (GUS, 2015a)

W 2014 roku energia elektryczna wyprodukowana przez odnawialne źródła energii w Niemczech stanowiła 26,2% całkowitej produkcji. Tymczasem, udział odnawialnych źródeł energii w 2050 roku, w odniesieniu do całkowitego zapotrzebowaniu na energię elektryczną, ma wynieść 80%. Zakładane tempo rozwoju odnawialnych źródeł energii w Niemczech ma wspomóc realizację celów Energiewende przyjętych w 2013 roku. Cele te obejmują między innymi: redukcję emisji tlenku węgla(IV) o 40% do 2020 roku w stosunku do poziomu z roku 1990, zamknięcie elektrowni atomowych do 2022 roku oraz zmniejszenie zależności kraju od importu paliw (PKEE, 2015).

Ciekawym przykładem jest Islandia, gdzie 99% elektryczności i prawie całe ogrzewanie dostarczane do budynków jest wytwarzane z energii wodnej i geotermalnej (Giddens, 2010). Zastąpienie ropy naftowej innymi źródłami energii zajęło Islandii 25 lat. Było to możliwe dzięki uruchomieniu funduszu energetycznego, pozwalającego na przyłączenie do sieci nawet oddalonych obszarów.

5.2. Alternatywne metody magazynowania tlenku węgla(IV)

Nową metodą składowania tlenku węgla(IV) jest sekwestracja CO₂ (wychwytywanie, a następnie składowanie tego gazu) pod ziemią. Technologia CCS polegająca na sekwestracji tlenku węgla(IV) opiera się na oddzieleniu go od innych gazów powstających podczas spalania paliw. Odseparowanie tlenku węgla(IV) możliwe jest dzięki zastosowaniu metod, wśród których można wyróżnić: absorpcja fizyczna lub chemiczna, frakcjonowanie kriogeniczne bądź separacja membranową. Wychwycony w ten sposób CO₂ może być składowany w nieeksploatowanych pokładach węgla (Dubiński i in., 2010). W Polsce w ramach projektu badawczego RECOPOL (ang. *REduction of CO₂ storage in coal seams in the Silesian COal Basin in POLand*) zbudowano instalację do zatłaczania tlenku węgla(IV) pod ziemią. Projekt pod kierownictwem prof. Pawła Krzyszolika zakończył się sukcesem. Łącznie pod powierzchnię Ziemi zatłoczono 760 ton CO₂. Geologiczne składowanie tlenku węgla(IV) daje możliwość zneutralizowania ogromnych ilości tego gazu (milionów ton) pochodzących z przemysłowych źródeł emisji.

5.3. Strategia świata w walce z globalnym ociepleniem

Protokół Paryski (Komisja Europejska, 2015) opisuje strategię świata w zapobieganiu zmianom klimatu. Jego celem jest ograniczenie globalnej emisji gazów cieplarnianych, co najmniej o 60% w odniesieniu do poziomu z roku 2010. Zakłada on monitoring postępów raz na pięć lat, umożliwiając uwzględnienie rozwoju technologicznego i naukowego, który przyczyni się do osiągnięcia zamierzonego celu. Strony protokołu zobowiązują się do wymiany doświadczeń oraz strategii z zakresu redukcji emisji gazów cieplarnianych.

Do 2012 roku strategia świata bazowała na postanowieniach protokołu z Kioto (United Nations, 1998), który zakłada, że całkowita emisja gazów cieplarnianych krajów rozwiniętych musi być ograniczona, co najmniej o 5% w latach 2008-2012 w stosunku do poziomu z roku 1990. Nowe państwa członkowskie Unii Europejskiej (które przystąpiły do UE od 2004 roku) zobowiązały się do wspólnej redukcji tych gazów o 8%. W celu osiągnięcia wyżej wymienionych celów protokół zawiera szereg działań takich jak:

- polepszenie efektywności energetycznej,
- rozwój odnawialnych źródeł energii,
- wymiana doświadczeń i informacji z innymi krajami członkowskimi (Komisja Europejska, 2015).
- promowanie zrównoważonych form rolnictwa
- ograniczenie emisji w transporcie (Sowiński i Wołoszyn, 2013)

Protokół z Kioto zainicjował również Mechanizm Czystego Rozwoju (ang. *Clean Development Mechanism, CDM*). CDM umożliwiało pozyskiwanie kredytów przez kraje uprzemysłowione i finansowanie projektów dotyczących czystej energii. Do połowy 2007 roku zaakceptowano około 700 projektów, z czego większość

pochodziła z Chin, Indii, Brazylii i RPA (Giddens, 2010). Dane liczbowe dotyczące maksymalnej dopuszczalnej emisji gazów cieplarnianych przez kraje Europy zostały zestawione w tabeli 1. Największe liczbowe wartości poziomu emisji gazów cieplarnianych przypadły Niemcom, Wielkiej Brytanii, Francji, Polsce oraz Włochom. Są to państwa, które mają największą powierzchnię w Europie (Protokół Kioto).

Z danych Eurostatu wynika, że Polska osiągnęła cel założony przez protokół. Poziom redukcji gazów cieplarnianych wyniósł 31% (wyrażone w ekwiwalencie tlenku węgla(IV)) w stosunku do roku bazowego (1990).

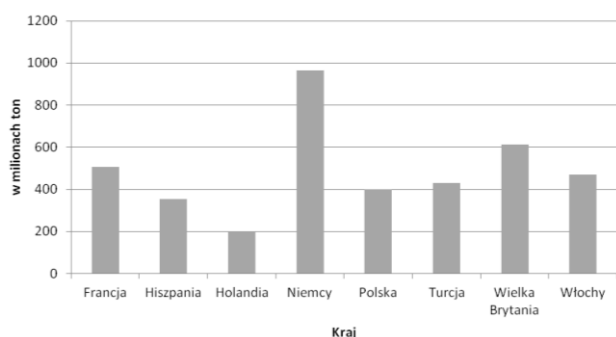
Tab. 1. Maksymalna dopuszczalna emisja gazów cieplarnianych przez kraje Europy (United Nations, 2008)

Państwo	Emisja gazów cieplarnianych [w mln ton]
Austria	343,41
Belgia	679,37
Czechy	902,89
Dania	273,83
Estonia	197,90
Finlandia	355,48
Francja	2819,63
Grecja	694,09
Hiszpania	1663,97
Holandia	1008,57
Irlandia	315,16
Litwa	221,28
Luksemburg	45,68
Łotwa	119,11
Niemcy	4868,52
Polska	2673,50
Portugalia	386,96
Słowacja	337,46
Słowenia	92,93
Szwecja	375,86
Węgry	578,26
Wielka Brytania	3412,08
Włochy	2429,13

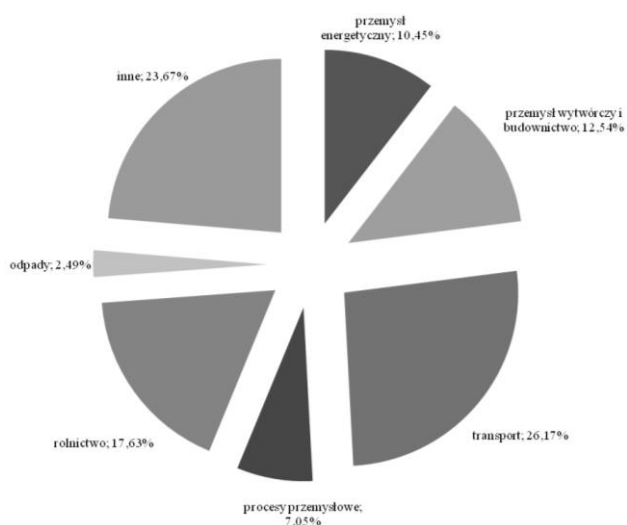
5.4. Strategia Unii Europejskiej: pakiet energetyczno-klimatyczny

Unia Europejska do roku 2013 zmniejszyła emisję gazów cieplarnianych o 19% (w porównaniu z rokiem 1990). Wspólnota europejska jest niezaprzeczalnie światowym liderem w polityce przeciwko globalnemu ociepleniu. W październiku 2014 roku Unia Europejska przedstawiła

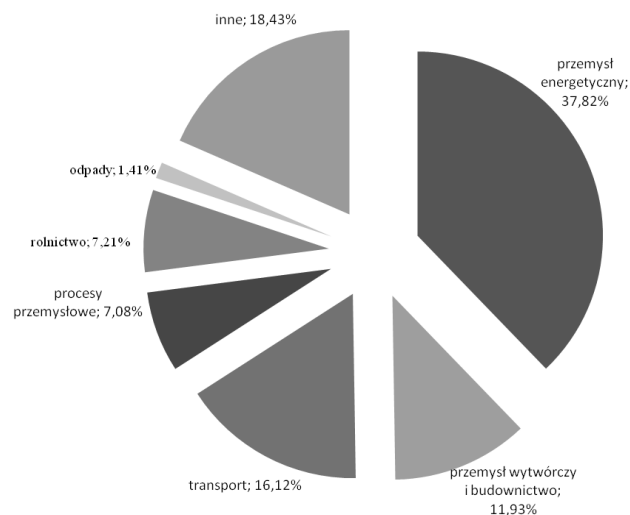
pakiet energetyczno-klimatyczny do 2030 roku. Strategia do 2030 roku zakłada redukcję gazów szklarniowych, co najmniej 40% przez wszystkie sektory gospodarki. Natomiast do 2050 roku redukcja powinna wynosić 80%. W ten sposób Unia Europejska ma stać się najbardziej niskoemisyjną gospodarką na świecie. Plan inwestycyjny Unii zakłada wdrożenie środków umożliwiających modernizację sektorów gospodarki, co będzie skutkowało obniżeniem emisji gazów cieplarnianych. Na wykresie (rys. 10) zostały zestawione kraje Europy, które wyemitowały ponad 200 milionów ton gazów cieplarnianych. Główne źródła powodujące powstawanie gazów cieplarnianych to przemysł energetyczny, budownictwo, transport, procesy przemysłowe, rolnictwo i odpady (Komisja Europejska, 2015). Ich udział w wybranych krajach europejskich (Niemiec, Francji i Polski) został przedstawiony na wykresach (rys. 11-13). Na podstawie analizy powyższych wykresów można wywnioskować, że głównym powodem emisji gazów cieplarnianych jest przemysł energetyczny oraz transport. Zwiększenie pozyskiwania energii z odnawialnych źródeł stanowi szansę na znaczną redukcję emisji gazów cieplarnianych przez przemysł energetyczny.



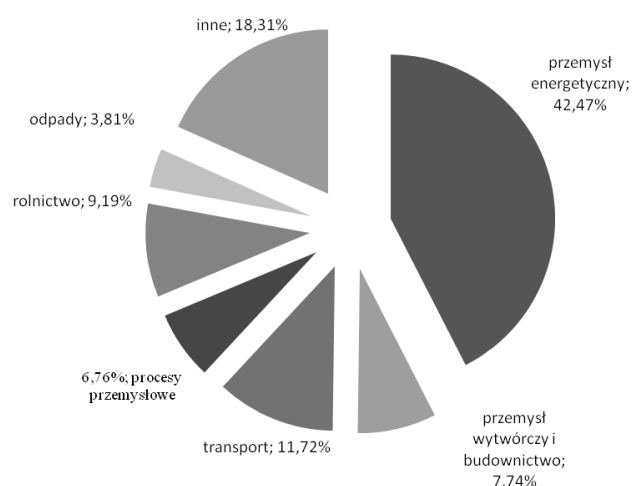
Rys. 10. Emisja gazów cieplarnianych przez kraje europejskie (GUS, 2015d)



Rys. 11. Źródła emisji gazów cieplarnianych we Francji (GUS, 2015d)



Rys. 12. Źródła emisji gazów cieplarnianych w Niemczech (GUS, 2015d)



Rys. 13. Źródła emisji gazów cieplarnianych w Polsce (GUS, 2015d)

Europejski System Handlu Emisjami (EU ETS) jest podstawą polityki Unii Europejskiej na rzecz redukcji gazów cieplarnianych emitowanych przez człowieka. System handlu uprawnieniami do emisji został utworzony na mocy dyrektywy 2003/87/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 13 października 2003 roku. Najważniejsza reforma systemu weszła w życie w 2013 roku. Największą zmianą, jaką wprowadziła, było ustalenie jednego limitu emisji w całej UE (obniżanego co roku o 1,74%) i sukcesywne przejście od bezpłatnego rozdzielania uprawnień do systemu aukcyjnego (Komisja Europejska, 2013). W 2013 roku rozpoczął się trzeci okres Europejskiego Systemu Handlu Emisjami, który będzie realizowany do 2020 roku. EU ETS obejmuje duże instalacje działające w branży energetycznej, metalurgicznej oraz linie lotnicze. System handlu emisjami koncentruje się na tych emisjach, które można zmierzyć i zweryfikować z dużą dokładnością, na przykład emisja tlenku azotu(I), pochodząca z produkcji kwasu azotowego i adypinowego. System EU ETS, działa na zasadzie limit – handel (ang. *cap-and-trade*). Łączna wielkość emisji gazów cieplarnianych, które mogą być emitowane rocznie przez elektrownie,

fabryki i inne przedsiębiorstwa objęte systemem podlega ograniczeniom ustalonym przez Unię Europejską. W ramach tego europejskiego limitu firmy otrzymują lub nabywają uprawnienia do emisji, które mogą odsprzedawać (Komisja Europejska, 2013).

Wprowadzenie handlu emisjami tlenu węgla(IV) w Polsce stanowi realizację postanowień protokołu z Kioto oraz obowiązków wynikających z członkostwa w Unii Europejskiej (Żaba-Nieroda, 2009). W Polsce, rejestr uprawnień do emisji CO₂ jest prowadzony przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBIZE) podlegający Ministrowi Środowiska.

5.5. Strategia Polski

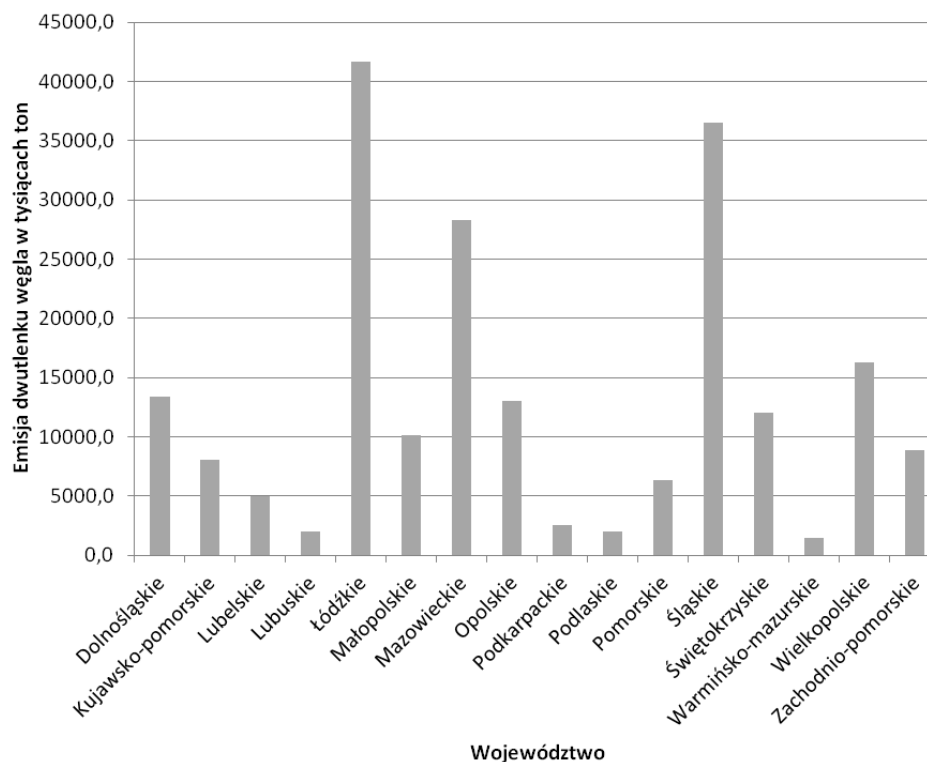
Strategia Polski obejmuje nie tylko redukcję emisji gazów cieplarnianych, ale również adaptację obszarów gospodarki i środowiska do zmiany klimatu. Przykładowymi działaniami adaptacyjnymi z danych zakresów są:

- gospodarka wodna – zakłada ona modernizację istniejących urządzeń wodnych oraz środków zapobiegających powodziom. Głównym celem działań w tym zakresie jest ochrona ludzi przed takimi zjawiskami jak powódź czy susza,
- rolnictwo – wysokie temperatury oraz towarzyszące temu braki opadów deszczu doprowadzać mogą do susz, co skutkować będzie utratą znacznej ilości plonów. Działania adaptacyjne w tym zakresie są bardzo ważne i obejmują między innymi utworzenie systemów nawadniających pola uprawne,
- leśnictwo – jednym z ważniejszych zabiegów adaptacyjnych jest rozwój złożonego systemu ochrony

lasów przed pożarami. Ważne jest również szkolenie nowej kadry naukowej w celu poszerzenia świadomości społeczeństwa z zakresu przekształcania lasów pod kątem adaptacyjnym do zmian klimatu,

- energetyka – głównie polega na zwiększeniu udziału odnawialnych źródeł energii w całkowitym zapotrzebowaniu na energię oraz poprawie efektywności otrzymywania energii ze źródeł odnawialnych jak i nieodnawialnych,
- różnorodność biologiczna – występowanie na danym terenie gatunków roślin i zwierząt jest warunkowane kilkoma czynnikami takimi jak warunki glebowe czy temperatura. Stres temperaturowy w gorących okresach roku może powodować wydłużony okres wegetacyjny, co może prowadzić do wymierania gatunku. Migracja gatunków jest czynnikiem naturalnie występującym w przyrodzie. Istnieją gatunki, które podczas tego procesu zagrażają innym zamieszkującym określony obszar. Przeciwdziałanie temu zjawisku jest bardzo ważne. W tym celu powinno się wdrażać systemy monitoringu środowiska pod kątem różnorodności biologicznej ze szczególnym naciskiem na gatunki stanowiące naturalne wskaźniki (bioindykatory) oraz te, które są bardzo wrażliwe na zmiany klimatu (Nowicki i in., 2012).

Na wykresie (rys. 14) przedstawiono emisje tlenu węgla(IV) przez województwa Polski. Na podstawie analizy wykresu można stwierdzić, że największy udział w emisji CO₂ mają województwa łódzkie i śląskie.



Rys. 14. Emisja tlenu węgla(IV) przez województwa Polski (GUS, 2015d)

5.6. Strategia województwa podlaskiego w przeciwdziałaniu zmianom klimatu

Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Białymstoku (2015) w ramach redukcji emisji zanieczyszczeń powietrza zakłada szereg inwestycji mających na celu:

- budowę i modernizację sieci i węzłów ciepłych,
- większy wkład odnawialnych źródeł energii w całkowite zapotrzebowanie na energię,
- przebudowy kotłowni.

Dzięki pomocy finansowej Funduszu zainstalowano 116 kolektorów słonecznych oraz zmodernizowano sieci ciepłe.

W najbliższym czasie w ramach programu Ochrony Środowiska zakłada się realizację dodatkowych zadań takich jak:

- budowa biogazowni rolniczej w Michałowie,
- instalacja kolektorów solarnych w budynkach mieszkalnych i gmachach użyteczności publicznej w Gminie Krypno,
- przebudowa sieci i węzłów ciepłych w Grajewie,
- termomodernizacja Zespołu Szkół w Łapach.

6. Podsumowanie

Problem globalnego ocieplenia należy do najważniejszych wyzwań współczesnego świata. Świadectwem tego jest przyznana w 2007 roku Al Gore'owi i IPCC Pokojowa Nagroda Nobla za działanie na rzecz ochrony klimatu i przeciwdziałanie globalnemu ociepleniu.

Ocieplenie systemu klimatycznego jest bezdyskusyjne. Średnia temperatura na świecie w latach 2003-2012, w porównaniu do lat 1850-1990 wzrosła o 0,78°C (od 0,72 do 0,85). Na półkuli północnej okres 1983-2012 był prawdopodobnie najcieplejszym 30-leciem podczas ostatnich 1400 lat (IPCC, 2013). W okresie 1901-2010, średni poziom oceanów na świecie wzrósł o 0,19 m (od 0,17 do 0,21), natomiast średnie tempo wzrostu poziomu mórz w latach 1993-2010 wynosiło 3,2 mm (od 2,8 do 3,6) rocznie (IPCC, 2013).

Literatura

- Archer D. (2011). Globalne ocieplenie. Zrozumieć pogodę. *Wydawnictwo Naukowe PWN*, Warszawa.
- Baturo W. (2008). Katastrofy i zagrożenia we współczesnym świecie. *Wydawnictwo Naukowe PWN*, Warszawa.
- Boni M. (2012.). Polska 2030. Trzecia fala nowoczesności. Długookresowa strategia rozwoju kraju. *Ministerstwo Administracji i Cyfryzacji*, Warszawa.
- Carstensen, J., Andersen, J. H., Gustafsson, B. G., Conley D. J. (2014). Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Science*, Vol. 111, No. 15, 5628-5633.
- Dobrzański G., Dobrzańska B., Kiełczewski D. (2012). Ochrona środowiska przyrodniczego. *Wydawnictwo Naukowe PWN*, Warszawa.
- Dubiński J., Wachowicz J., Koterka A. (2010). Podziemne składowanie dwutlenku węgla – możliwości wykorzystania technologii CCS w polskich uwarunkowaniach. *Górnictwo i Geologia*, T. 5. *Wydawnictwo Politechniki Śląskiej*, Gliwice.
- Europejska Agencja Środowiska (EEA), (2015). Środowisko Europy 2015 – Stan i prognozy: Synteza. *Europejska Agencja Środowiska*, Kopenhaga
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2015). <http://www.fao.org/home/en/>
- Giddens A. (2010). Klimatyczna katastrofa. *Prószyński i S-ka*, Warszawa.
- GUS (2014). Ochrona środowiska 2014. *GUS*, Warszawa.
- GUS (2015a). Energia ze źródeł odnawialnych w Polsce 2014 roku. *GUS*, Warszawa.
- GUS (2015b). Gospodarka paliwowo-energetyczna w latach 2013 i 2014. *GUS*, Warszawa.
- GUS (2015c). Leśnictwo 2015. *GUS*, Warszawa.
- GUS (2015d). Ochrona środowiska 2015. *GUS*, Warszawa.
- Graczyk D. (2013). Warunki temperaturowe Polski w zmieniającym się klimacie Europy, Rozprawa Doktorska. *Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu*, Poznań.
- IPCC (2007): Summary for Policymakers. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (red.)]. *Cambridge University Press*, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC (2013). Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (red.)]. *Cambridge University Press*, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jeleń K., Cała M. (2012). Zarys stanu i perspektyw energetyki polskiej. *Wydawnictwo AGH*, Kraków.
- Karwasz G., Służewski K (2013). Ziemia pod pierzynką, czyli o naturalnym efekcie cieplarnianym. *Foton*, 121/2013, 43-45.
- Kociołek-Balawejder E., Stanisławska E. (2012). Chemia środowiska. *Uniwersytet Ekonomiczny we Wrocławiu*, Wrocław.
- Komisja Europejska (2013). Unijny system handlu uprawnieniami do emisji.
- Komitet Europejski (2015). COM (2015). Protokół paryski – plan przeciwdziałania zmianie klimatu na świecie po 2020 r.
- Kożuchowski K. (2011). Klimat Polski. Nowe spojrzenie. *Wydawnictwo Naukowe PWN*, Warszawa.
- Kundzewicz Z.W. (2013). Ciepłszy świat. Rzecz o zmianach klimatu. *Wydawnictwo Naukowe PWN*, Warszawa.
- Lewandowski W., Świsłocka R., Bryłka J. (2007). Chemia ogólna z elementami biochemii i biofizyki. *Wydawnictwo Państwowej Wyższej Szkoły Informatyki i Przedsiębiorczości w Łomży*, Łomża.
- Manahan S. E. (2012). Toksykologia Środowiska. *Wydawnictwo Naukowe PWN*, Warszawa.
- Milewski W. (2015). Lasy w Polsce 2014. *Centrum Informacyjne Lasów Państwowych*.
- Ministerstwo Gospodarki (2009). Polityka energetyczna Polski do 2030 roku. *Ministerstwo Gospodarki*, Warszawa.
- Niedziółka D. (2010). Rynek energii w Polsce. *Difin*, Warszawa.
- Nowicki M., Maćkowiak-Pandera J., Dziadkowiec M., Otawski P., Dyjak R., Zawadzka-Stępnik D. (2012). Strategia adaptacji Polski do zmian klimatu. *Europejskie Centrum Klimatu i Środowiska*.

- Oleszczuk R. (2012). Wybrane problemy ochrony mokradel. *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie*, Olsztyn.
- Pawlaczyk P. (2014). Akumulacja i emisja węgla przez torfowiska, w tym przez torfowiska alkaliczne. *Wydawnictwo Klubu Przyrodników*, Świebodzin.
- Pismo Przewodnie EUCO 169/14 Rady Europejskiej z dnia 24 października 2014 roku. http://www.consilium.europa.eu/uedocs/cms_data/docs/pressdata/PL/ec/145432.pdf
- PKEE (2015). Odnawialne źródła energii w Niemczech 2014.
- Scott P. A., Jones S. G., Mitchell J. (2002). Do Models Underestimate the Solar Contribution to Recent Climate Change. *Journal of Climate*, Vol. 16, 4079-4093.
- Sigl M., Winstrup M., McConnell J.R., Welten K.C., Plunkett G., Ludlow F., Büntgen U., Caffee M., Chellman N., Dahl-Jensen D., Fischer H., Kipfstuhl S., Kostick C., Maselli O.J., Mekhaldi F., Mulvaney R., Muscheler R., Pasteris D.R., Pilcher J.R., Salzer M., Schüpbach S., Steffensen J.P., Vinther B.M., Woodruff T.E. (2015). Timing and climate forcing of volcanic eruptions for the past 2,500 years. *Nature*, Vol. 523, 543-549.
- Sowiński M., Wołoszyn E. (2013). Meteorologia i klimatologia. *Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej*, Poznań.
- Stacharska-Targosz J. (2010). Rynek energii. *Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej*, Kraków.
- Tarkowski R., Uliasz-Misiak B. (2007). Podziemne składowanie – sposób na dwutlenek węgla. *Przegląd Geologiczny*, 8/2007, 3-5.
- United Nations (1998). Kyoto protocol to the United Nations framework convention on climate change. *United Nations*.
- United Nations (2008). Kyoto protocol reference manual on accounting of emissions and assigned amount. *United Nations Framework Convention On Climate Change*.
- VanLoon G., Duffy S. (2007). *Chemia Środowiska*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska (2015), Informacja o stanie środowiska na obszarze województwa podlaskiego w roku 2014.
- Zygmunt T. (2015). XIV Światowy Kongres Leśny. *Z Leśnego Świata*, 9/2015.
- Żaba-Nieroda R. (2009). Innowacyjność przedsiębiorstw a standardy ekologiczne. *Zeszyty Naukowe Małopolskiej Wyższej Szkoły Ekonomicznej w Tarnowie*, 2(13)/2009, 92.

GLOBAL WARMING – CAUSES, EFFECTS AND CLIMATE CHANGE PREVENTION

Abstract: The greenhouse effect has become one of the major problems of the world in recent years. Global warming has a negative effect on the environment. Many species of plants and animal that cannot adapt to climate change could become extinct. It also affect negatively on the economy and infrastructure of states. Numerous conferences relating to climate change are organized, aimed at finding solutions to reduce greenhouse gas emissions. At conferences in Kyoto and Paris protocols were created concerning the limitation of emissions of these gases. Paris Protocol represents a long-term strategy to combat global warming. It assumes the reduction of greenhouse gases by 2050, at least 60% for 2010.

Pracę wykonano w Politechnice Białostockiej w ramach realizacji projektu badawczego S/WBiŚ/1/2012.

***ESCHERICHIA COLI*-GFP BIOSENSORS USED TO MONITOR THE BIOLOGICAL ACTIVITY OF CARMUSTINE RESIDUES IN SURFACE WATER**

Marzena MATEJCZYK*, Agata JABŁOŃSKA-TRYPUĆ, Stanisław Józef ROSOCHACKI

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

Abstract: Three genetic constructs with transcriptional fusion of *recA*, *katG* and *sodA* genotoxin and genotoxin sensitive promoters with green fluorescent protein (*gfp*) reporter gene in *Escherichia coli* have been used for assessment of cytotoxic and genotoxic activity of carmustine in surface water. For experiments, the drug was used at concentrations of 0,01; 0,001; 0,0001; 0,00001 and 0,000001 mg/ml. Bacteria strains were incubated with carmustine for 3 and 24 hours. Experimental data showed different sensitivity of applied promoters for the same concentrations of carmustine. Obtained results indicated that, *recA::gfpmut2*, *katG::gfpmut2* and *sodA::gfpmut2* genetic systems were sensitive to carmustine, especially at the concentrations of 0,001; 0,0001 and 0,00001 mg/ml. The strongest reactivity was noticed for *recA* promoter ($F_i = 14,64$). The results indicated that *gfp E. coli* strains with *recA*, *katG* and *sodA* could be potentially useful for monitoring of cyto- and genotoxic effect of pharmacist residues in surface water.

Key words: environmental monitoring, *gfp* biosensors, carmustine, cytotoxicity, genotoxicity.

1. Introduction

Anticancer drugs belong to the group of hazardous pharmaceuticals and require a special attention because they are mostly non-selective in their modes of action, affecting both cancerous and non-cancerous cells and often causing severe systemic side effects. Some of them interfere directly with the DNA and are recognized, even at low concentrations, as potentially fetotoxic, genotoxic, mutagenic and teratogenic substances in non-target organisms. Some investigations show an increase use of anticancer drugs, leading to increase the levels of released drugs or their metabolites to the environment (Kosjek and Heath, 2011; Kümmerer et al., 2014; Lutterbeck et al., 2015). There is still a lack of knowledge concerning the environmental fate of the drugs and its metabolites after excretion and there is a possible risks connected with their presence in the aquatic environment (Mater et. al., 2014; Climent et al., 2015).

Carmustine – 1,3-Bis(2-chloroethyl)-1-nitrosourea (BCNU) (Fig. 1) is an antitumour, alkylating chemotherapeutic agent used to treat brain tumors, myeloma and lymphoma. Carmustine binds nonspecifically to DNA and can produce cross-linking by different molecular mechanisms. Previous studies performed *in vitro* revealed, that BCNU inactivates some cellular proteins, such as chymotrypsin, alcohol dehydrogenase and antioxidant enzyme – such as glutathione reductase (GR). It is possible that decreased

GR activity could be responsible for the cytotoxicity of carmustine in cancer and normal tissues (El-Sayed et al., 2011; Gutenberg et al., 2013; González-González et al., 2015; Sakumari-Ramesh et al., 2015). Some ecotoxicological studies with anticancer drugs, have shown (in the case of 5-fluorouracil) that the lowest observed-effect concentration (LOEC) in alga and bacterial assays was $10 \mu\text{g l}^{-1}$ and it was close to the concentration found in sewage effluents. Most of the recent studies report relatively high level of anticancer drugs in urban wastewaters (42 ng l^{-1} for tamoxifen and up to 146 ng l^{-1} for cyclophosphamide) and some others studies have shown the level up to 200 ng l^{-1} of tamoxifen in natural waters. Predicted environmental concentration (PECs) for carmustine is $0,04 \text{ ng l}^{-1}$ (Kosjek and Heath, 2011; Mater et. al., 2014; Climent et al., 2015; Lutterbeck et al., 2015).

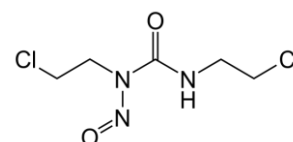


Fig. 1. Chemical structure of carmustine.

Bioassays involving genotoxin-specific recombinant bacterial biosensors have been extensively used in environmental monitoring studies over the last years. Among them, the transcriptional fusion of SOS regulon

* Autor odpowiedzialny za korespondencję. E-mail: m.matejczyk@pb.edu.pl

and bacteria stress response promoters with reporter gene is one of the most commonly used. The genotoxin-sensitive *recA*, *katG* and *sodA* promoters transcription is induced upon DNA damage, after exposition of living cells to genotoxic and mutagenic compounds. In the commonly used genetic construct the fusion of green fluorescence protein gene (*gfp*) was used as reporter in microbial biosensor creation systems (Ptitsyn et al., 1997; Kostrzyńska et al., 2002; Zaslaver et al., 2004; Alhadrami and Paton, 2013; Park et al., 2013).

In the present study the possibility of application of *E. coli* K-12 *gfp* microbial biosensor strains for cytotoxic and genotoxic effects monitoring of anticancer drug – carmustine in surface water was assessed.

2. Materials and methods

2.1. Chemicals

Carmustine was commercially obtained from Sigma Aldrich. This drug was dissolved in PBS buffer (1,44 g Na₂HPO₄, 0,24 g KH₂PO₄, 0,2 g KCl, 8 g NaCl per 1000 ml of distilled water, pH = 7) at determined experimental concentrations before they were used.

2.2. Bacteria strains and plasmids

In the experiments, the *Escherichia coli* K-12 MG1655 genetically modified, in stationary phase cells of: *E. coli* K-12 *recA::gfpmut2*, *E. coli* K-12 *katG::gfpmut2*, *E. coli* K-12 *sodA::gfpmut2* and *E. coli* K-12 *promoterless::gfpmut2*, were used. They contained a pUA66 plasmid-borne transcriptional fusion between DNA-damage inducible, oxidative stress *recA*, *katG* and *sodA* promoters involved in the SOS regulon and oxidative stress response and fast folding GFP variant of reporter gene-*gfpmut2*. The genetic structure of pUA66 plasmid is described in the work of Zaslaver et al., (2004). In the present work a more stable and fast folding mutant of *gfp* gene-*gfpmut2* with excitation and emission wavelengths of 485 and 507 nm was used.

2.3. Bacteria growth condition

All *E. coli* K-12 MG1655 strains were cultured overnight in LB agar (Merck, Germany) at 30°C supplemented with 100 µg/ml of kanamycin (Sigma-Aldrich). Colonies were carried to LB broth (10 g NaCl, 10 g tryptone and 5 g yeast extract per 1000 ml of distilled water) with 100 µg/ml of kanamycin and incubated overnight at 30°C. Afterwards the cells were centrifuged and washed with PBS buffer. The initial bacteria cells density was standardized to OD (Optical Density) value by using spectrophotometer (Multi Detection System, Promega) at the wavelength of 600 nm. The concentration of bacteria cells per ml of PBS was assessed by series dilutions system and expressed as Colony Forming Unit – CFU/ml.

Dynamic growth of bacteria strains treated with drugs was monitored by the use of standard spectrophotometer analysis of Optical Density values at the wavelength of 600 nm.

2.4. Bacteria cells treatment with carmustine in PBS buffer

1 ml of stationary phase bacteria cells (2×10^8 CFU/ml; OD = 0,2) were suspended in 4 ml of PBS buffer and tested for genotoxicity with carmustine (25 mg of carmustine in PBS buffer) at concentrations: 0,00001; 0,0001; 0,001; 0,01, and 0,1 mg/ml.

The concentration range of the drug was selected experimentally from the minimum level of *recA::gfp*, *katG::gfp* and *sodA::gfp* constructs sensitivity and according to the references' recommendations, indicated the concentrations observed in the environment (Ptitsyn et al., 1997; Kostrzyńska et al., 2002; Alhadrami and Paton, 2013; Park et al., 2013).

The bacteria incubation time with drug was estimated for monitoring of genetic constructs sensitivity for quick (3 h) and later (24 h) response. The control samples – *E. coli* K-12 *recA::gfpmut2*, *E. coli* K-12 *katG::gfpmut2* and *E. coli* K-12 *sodA::gfpmut2* strains in PBS buffer were not treated with drug. For verification of the correct activity of *recA*, *katG* and *sodA* promoters, *E. coli* K-12 strain containing pUA66 plasmid without the promoter – *E. coli* K-12 *promoterless::gfpmut2* – was used as the control. Additionally, for assessment of genotoxic sensitivity of *recA::gfp* construct, 4% acetone was used as the negative control and 50 µM methylnitronitrosoguanidine (MNNG, known genotoxin) as the positive control.

2.5. Bacteria cells treatment with drug in surface water

Surface water samples were collected in sterile flasks from the Białka River in Białystok. The water samples were sterilized by filtration. 1 ml of stationary phase bacteria cells (2×10^8 CFU/ml; OD = 0,2) were suspended in 4 ml of surface water and carmustine was used for genotoxicity testing: at concentration of 0,001 mg/ml for *recA* and *katG* promoters and 0,0001 mg/ml for *sodA* promoter. Drug concentrations were selected for the highest stimulation of the *gfp* gene expression in PBS buffer (for $F_1 = 14,64$; $F_1 = 7,66$ and $F_1 = 3,60$, respectively). The conditions of bacteria incubations and the control protocols were the same as above.

2.6. Analytical method for the intensity of *gfp* gene fluorescence (IF) analysis

After exposition of bacteria to tested drug, the cultures were centrifuged and washed with PBS buffer and the intensity of fluorescence of GFP in the volume of 1 ml of bacteria cells suspension (1×10^4 CFU/ml) in PBS buffer was measured with the use of spectrofluorometer (Multi Detection System, Promega). The measurements were done at excitation and emission wavelengths of 485 and 507 nm, respectively.

2.7. Assessment of Specific Fluorescence Intensity (SFI) values

The SFI value, defined as the raw fluorescence intensity (IF) divided by the optical density (OD) measured at each time point at 600 nm, was calculated according to the below formula for monitoring the dynamic of *gfp* expression after bacteria treatment with drug: $SFI = IF / OD$, where: SFI – Specific Fluorescence Intensity, IF – the raw fluorescence intensity of the strains at excitation and emission wavelengths of 485 and 507 nm, OD – Optical Density of the strains at 600 nm.

2.8. Detection of *S_{gfpexp.}* value

For the increased SFI values with the level of *gfp* expression in comparison to the control sample, the percentage of *gfp* stimulation (*S_{gfpexp.}*) was calculated according to the formulas: $S_{gfpexp.}(\%) = I_{TS}(\%) - SFI_{CS}(\%)$, where $I_{TS}(\%)$ – the increase for SFI values for tested drugs sample in comparison with the control sample and $SFI_{CS}(\%)$ – SFI for the control sample = 100%.

2.9. Assessment of *F_I* values

For each concentration of tested drugs the induction factors (*F_I*) were calculated. $F_I = (FI_1/OD_0)/(FI_0/OD_1)$, where FI_1 is the raw fluorescence of the culture treated with DNA – damaging compound; FI_0 is the raw fluorescence of the control sample without genotoxin; OD_1 is the optical density at 600 nm of treated culture and OD_0 is the optical density of the control sample.

2.10. Classification of tested drug as genotoxins

The *F_I* values were calculated for classification of tested drugs as genotoxins. According to Ptitsyn et al., (1997) and Kostrzyńska et al., (2002) a chemical was identified as a genotoxin, when its induction factor was 2 or more ($F_I \geq 2$).

2.11. Statistical analysis

The results obtained in this study are expressed as mean ± standard deviation (SD) for $n = 8$. The data were analyzed by the use of standard statistical analyses, including one-way Student's test for multiple comparisons to determine the significance between different groups. The values for $P < 0.05$ were considered as significant.

3. Results

In the experiments, the positive fluorescence reactivity of *E. coli* K-12 was obtained for each tested genetic construct (with three different promoters *recA*, *katG* and *sodA*) and for carmustine at concentration of 0,001; 0,0001 and 0,00001 mg/ml.

E. coli K-12 MG1655 *recA::gfpmut2* strain treatment with carmustine caused a significant increase ($P \leq 0,05$) in the cultures SFI, *F_I* and *S_{gfpexp.}* as measured by compared to non-treated cells (Table 1). Bacteria cells reacted with different efficiency in *gfp* expression after incubation with different concentration of carmustine. The SFI, *S_{gfpexp.}* and *F_I* values express the potency of influence of tested drugs on the sensitivity of genotoxicity and oxidative stress *recA::gfp*, *katG::gfp* and *sodA::gfp* constructs.

Table 1. SFI values for *E. coli* K-12 *recA::gfp mut2*, *E. coli* K-12 *katG::gfp mut2* and *E. coli* K-12 *sodA::gfp mut2* treated with carmustine in comparison with the control sample (bacteria strain in PBS buffer), T – time of bacteria strain incubation with drugs, *F_I* – induction factor values, *S_{gfpexp.}*(%) – the percent of stimulation of *gfp* expression after treatment of bacteria cells with drug in comparison with the control sample (100%).

C (mg/ml)	0,1		0,01		0,001		0,0001		0,00001	
T (h)	3	24	3	24	3	24	3	24	3	24
<i>recA::gfp</i>	37.40	46.90	43.70	49.76	121.00	634.00	92.00	214.0	54.32	102.20
SFI±SD	±5.20	±5.40	±4.82	±5.33	±10.15 ^a	±15.80 ^a	±9.70 ^a	±10.45 ^a	±6.23	±8.70 ^a
<i>F_I</i>	1.18	1.08	1.29	1.15	3.80	14.64	2.90	4.94	1.71	2.36
<i>S_{gfp exp.}</i> (%)	18.00	8.00	29.00	15.00	280.0	1364.0	190.0	394.0	71.0	136.0
<i>katG::gfp</i>	34.20	45.36	40.34	45.30	92.70	332.0	74.40	111.0	47.30	85.60
SFI±SD	±4.77	±5.68	±3.94	±4.76	±9.83 ^a	±16.43 ^{ab}	±10.02	±12.06 ^{ab}	±7.54	±9.43
<i>F_I</i>	1.08	1.05	1.19	1.05	2.91	7.66	2.34	2.56	1.49	1.98
<i>S_{gfp exp.}</i> (%)	7.55	5.00	19.00	5.00	191.00	666.00	134.00	156.00	49.00	98.00
<i>sodA::gfp</i>	32.33	42.50	40.76	44.20	76.40	112.00	94.60	156.00	86.70	110.00
SFI±SD	±5.33	±6.26	±4.87	±5.70	±8.40 ^{ab}	±10.66 ^{abc}	±10.12 ^a	±11.23 ^a	±9.40 ^a	±10.23 ^a
<i>F_I</i>	1.02	-	1.21	1.02	2.40	2.58	2.97	3.60	2.72	2.54
<i>S_{gfp exp.}</i> (%)	2.00	-	21.00	2.00	140.00	158.00	197.00	260.00	172.0	154.00
Control sample	31.80	43.30	33.80	43.30	31.80	43.30	31.80	43.30	31.80	43.30
SFI±SD	±4.50	±5.90	±4.50	±5.90	±4.50	±5.90	±4.50	±5.90	±4.50	±5.90

Mean values ± SD; $n = 8$; a – significantly different from control ($P < 0.05$); b – significantly different from *recA::gfp* group ($P < 0.05$); c – significantly different from *katG::gfp* group ($P < 0.05$).

Treatment of *recA::gfp* bacteria strain with carmustine up to 24 h intensified SFI, F_1 and S_{gfpexp} values at concentrations of 0,001; 0,0001 and 0,00001 mg/ml. Bacteria cells incubated with drug caused the strongest stimulation of *gfp* expression for 3 h incubation at concentrations of 0,001 and 0,0001 mg/ml, compared to the control sample. A maximum point of *recA::gfp* stimulation by drug (1364% higher *gfp* stimulation as compare to control sample) was observed for *recA* at concentration of 0,001 mg/ml at 24 h incubation (Table 1).

E. coli K-12 *katG::gfp* treatment with carmustine resulted in a progressive significant stimulation of SFI values at concentration of 0,001 and 0,0001 mg/ml for 3 and 24 h incubation with drug compared to the control sample. The maximum point for SFI value ($S_{gfpexp} = 666\%$) was at the concentration of 0,001 mg/ml and 24 h of incubation time.

E. coli K-12 *sodA::gfp* cells administrated with carmustine exerted some influence on SFI and the parameters with the maximum point for SFI ($S_{gfpexp} = 260\%$) were for 0,0001 mg/ml and after 24 h incubation with drug.

Carmustine at concentration of 0,001; 0,0001 and 0,00001 mg/ml in 66,6% of cases significantly modulated *gfp* expression, as comparable to control sample. There were no significant differences in SFI for higher drug concentration – 0,1 and 0,01 mg/ml.

The monitoring of *E. coli recA::gfp* and *E. coli katG::gfp* and *E. coli sodA::gfp* growth at the start of bacteria treatment (time 0) with the drug indicated a significant decrease in OD (growth inhibition) values for 0,1 and 0,01 mg/ml of tested concentrations of carmustine after 24 h of incubation (Fig. 2). However there were

no statistical differences for other concentrations of the drug and for shorter time (3h) of bacteria cells incubation. Prolonged treatment (up to 24 h) of bacteria cells with anticancer drug significantly influenced the OD value of bacteria' cultures, especially at higher drug concentration. The OD inhibition values after treatment of bacteria strains with carmustine were similar for the three *E. coli* with *recA*, *katG* and *sodA* promoters. Bacteria incubated in PBS (the control sample) without any drugs, were no statistically different in OD values, from 0 to 24 hours of continuous cultivation.

The incubation of *E. coli recA::gfp*, *E. coli katG::gfp* and *E. coli sodA::gfp* biosensor in surface water enhanced the sensitivity of *recA::gfpmut2* and *katG::gfp* and *sodA::gfp* genotoxic system and increased the stimulation of *gfp* expression and SFI value in comparison to incubation in PBS. Prolonged treatment (up to 24 h) of bacteria with carmustine significantly influenced *gfp* expression with the maximum values, with $F_1 = 16,20$ for *recA::gfp*, $F_1 = 8,40$ for *katG::gfp* and $F_1 = 4,80$ for *sodA::gfp* of genetic constructs as comparable to the control sample.

For assessment of genotoxic sensitivity of a *recA::gfp* genetic biosensor system, 4% acetone was tested as the negative control. In the case of this chemical there was no increased in F_1 values for 3 h and 24 h of incubation. Methylnitronitrosoguanidine (MNNG) was used as the positive control at the concentration of 50 μM . For this analyte $F_1 = 2,8$ for 3h and $F_1 = 8,4$ for 24 h of incubation time were obtained (data not shown). These results proved stronger sensitivity of a *recA::gfp* biosensor system for MNNG than for an acetone stressor.

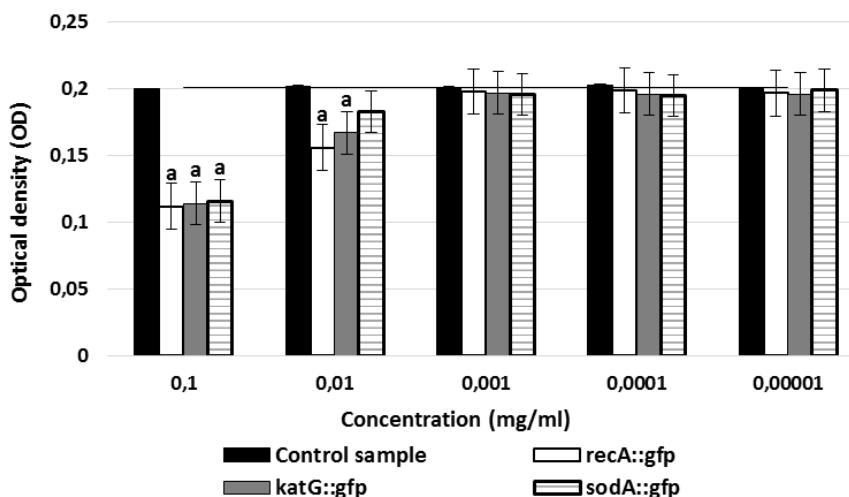


Fig. 2. *E. coli recA::gfp*, *E. coli katG::gfp* and *E. coli sodA::gfp* growth after 24 hours treatment of carmustine measured with optical density (OD). Mean values \pm SD; $n = 8$; a – significantly different from control ($P < 0.05$).

4. Discussion

The results of this study indicate that treatment of bacteria cells with carmustine lead to over 14- fold stimulation ($F_1 = 14,64$ in the case of *recA* promoter, $F_1 = 7,66$ in the case of *katG* promoter and $F_1 = 3,60$ in the case of *sodA* promoter) of bacteria genotoxin-sensitivity and *gfp* gene expression.

The results obtained in above experiment are in agreement with the studies of Ptitsyn et al., (1997), Kostrzyńska et al., (2002) and Alhadrami and Paton, (2013), who showed, that genetic constructs with *recA*, *katG* and *sodA* genes in transcriptional fusion with reporter gene systems (with *gfp* and *lux* reporters) were sensitive and useful for measurement of cyto- and genotoxicity of anticancer drugs and various chemicals in environmental studies.

According to the results obtained in this experiment carmustine – anticancer drug, modulated and influenced the reactivity of genotoxin and oxidative stress sensitive promoters of *recA*-, *katG*- and *sodA*- in relation to control sample. The results of the above experiment provided the confirmation of the possible influence of carmustine on the genes expression, as it was showed by Sukumari-Ramesh et. al., (2015). There were significant differences (about 50% for *recA* promoter, 30% for *katG* and 60% for *sodA* promoter of the cases comparable to the control sample) regarding the level of promoters sensitivity and *gfp* expression after bacteria treatment with all applied concentrations of BCNU for both short (3 h) and longer time of incubation (up to 24 h).

Previously we examined the cytotoxic and genotoxic properties of selected anticancer (cisplatin and cyclophosphamide) drugs with the use of *E. coli* K-12 *recA::gfpmut2* biosensor strain. Those studies indicated that the activity of anticancer drugs were dose- and time-dependent (Matejczyk et al., 2014; Matejczyk and Rosochacki, 2015), what was also confirmed in above experiment. Longer bacteria growth exposure (up to 24 h) to carmustine resulted in a progressive stimulation of promoters activity and the *gfp* gene expression. Higher values of F_1 factor were for carmustine incubation of 24 h than for 3 h. The results obtained in this experiment showed also the different sensitivity of *recA*-, *katG*- and *sodA* promoters for applied concentrations of carmustine, similarly as it was shown by Ptitsyn et al., (1997), Kostrzyńska et al., (2002) and Alhadrami and Paton, (2013).

Our results showed that a treatment of *E. coli* with carmustine significantly inhibited bacteria growth. Bacteria incubation with that drug importantly and dose-dependently intensified its cytotoxic effect on living bacteria cells after 24 hours of incubation. Our results are in agreement with earlier empirical studies of some authors (El-Sayed et al., 2011; Gutenberg et al., 2013; Gonzáles – González et al., 2015; Sakumari-Ramesh et al., 2015), who demonstrated cytotoxic effect of carmustine on living cells. Carmustine belongs to the group of alkylating agents which directly act on/with DNA and influence the cell protein activity (Sakumari-Ramesh

et al., 2015).

The strongest reactivity of carmustine at concentration of 0,0001 and 0,001 mg/ml of *E. coli* K-12 *recA::gfp mut2*; *E. coli* K-12 *katG::gfp mut2* and *E. coli* K-12 *sodA::gfp* were obtained in surface water samples. It was possibly due to the different chemical composition and pH value of PBS buffer as compared to tested sample of surface water. Additionally the presence of some other components in surface water could influence *gfp* expression in used bacteria strains.

5. Summary

In conclusion, *E. coli recA::gfpmut2*, *katG::gfpmut2* and *sodA::gfpmut2* genetic systems were sensitive to carmustine, especially at concentrations of 0,001; 0,0001 and 0,00001 mg/ml. Experimental data indicated different sensitivity of applied promoters for the same concentrations of carmustine. The strongest reactivity was noticed for *recA* promoter ($F_1 = 14,64$). The results indicated that *gfp E. coli* strains with *recA*, *katG* and *sodA* could be potentially useful for monitoring of cyto- and genotoxic effect of pharmacist residues in water. The validation of used genetic systems in *E. coli* demands more experimental analysis, which should be focused on the assessment of their sensitivity to drugs with different chemical structure in relation to biological activity.

References

- Alhadrami H.A., Paton G.I. (2013). The potential applications of SOS-lux biosensors for rapid screening of mutagenic chemicals. *FEMS Microbiol. Lett.*, Vol. 344, No. 1, 69-76.
- Climent F. M., Cruz-Morato C., Marco-Urrea E., Vicent T., Sarra M., Rodriguez-Mozaz S., Barcelo D. (2015). Non conventional biological treatment based on *Trametes versicolor* for the elimination of recalcitrant anticancer drugs in hospital wastewater. *Chemosphere*, Vol. 136, 9-19.
- El-Sayed M., Abdel-Azis H., Saleh S., Saad A. (2011). The chemopreventive effect of dimethylthiourea against carmustine-induced myelotoxicity in rats. *Food Chem. Toxicol.*, Vol. 49, 1965-1969.
- González-González M. A., Ostos-Valverde A., Becerra-Hernández A., Sánchez-Castillo H., Martínez-Torre A. (2015). The effect of carmustine on Bergmann cells of the cerebellum. *Neurosci. Lett.*, Vol. 595, 18-24.
- Gutenberg A., Lumenta C. B., Braunsdorf W. E., Sabel M., Mehdorn H. M., Westphal M., Giese A. (2013). The combination of carmustine wafers and temozolomide for the treatment of malignant gliomas. A comprehensive review of the rationale and clinical experience. *J. Neurooncol.*, Vol. 113, 163-174.
- Kosjek T., Heath E. (2011). Occurrence, fate and determination of cytostatic pharmaceuticals in the environment. *Trends Anal. Chem.*, Vol. 30, 1065-1087.
- Kostrzyńska M., Leung K.T., Lee H., Trevors J.T. (2002). Green fluorescence protein based biosensor for detecting SOS-inducing activity of genotoxic compounds. *J. Microbiol. Meth.*, Vol. 48, 43-51.

- Kümmerer K., Haiß A., Schuster A., Hein A., Ebert I. (2014). Antineoplastic compounds in the environment – substances of special concern. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, Vol. 21, 234-246.
- Lutterbeck C. A., Kern D. I., Machado E. L., Kümmerer K. (2015). Evaluation of the toxic effect of four anti-cancer drugs in plant bioassays and its potency for screening in the context of waste water reuse for irrigation. *Chemosphere*, Vol. 135, 403-410.
- Matejczyk M., Rosochacki S. J., Lewandowski W. (2014). *E. coli* K-12 recA::gfp microbial biosensor used for screening of anticancer and antidiabetic pharmacist residues. *Desal. Wat. Treat.*, Vol. 2, 1-11.
- Matejczyk M., Rosochacki S. J. (2015). Potential applications of SOS-GFP biosensor to in vitro rapid screening of cytotoxic and genotoxic effect of anticancer and antidiabetic pharmacist residues in surface water. *J. Ecol. Eng.*, Vol. 16, 116-121.
- Mater N., Geret F., Castillo L., Faucet-Marquis V., Albasi C., Pfohl-Leszkowicz A. (2014). In vitro tests aiding ecological risk assessment of ciprofloxacin, tamoxifen and cyclophosphamide in range of concentrations released in hospital wastewater and surface water. *Environ. Int.*, Vol. 63, 191-200.
- Park M., Tsai S.L., Chen W. (2013). Microbial Biosensors: Engineered microorganisms as the sensing machinery. *Sensors*, Vol. 13, 5777-5795.
- Ptitsyn L.R., Horneck G., Komova O., Kozubek S., Krasavin E.A., Bonev M., Rettberg P. (1997). A biosensor for environmental genotoxin screening based on an SOSlux assay in recombinant *Escherichia coli* cells. *Appl. Environm. Microbiol.*, Vol. 63, 4377-4384.
- Sukumari-Ramesh S., Prasad N., Alleyne C. H., Vender J. R., Dhandapani K. M. (2015). Overexpression of Nrf2 attenuates carmustine induced cytotoxicity in U87MG human glioma cells. *BMC Cancer*, Vol. 15, 118-129.
- Zaslaver A., Mayo A.E., Rosemberg R., Bashkin P., Sberro H., Tsalyuk M., Surette M.G., Alon U. (2004). Just-in-time transcription program in metabolic pathways. *Nat. Genet.*, Vol. 36, No. 5, 486-491.

Acknowledgements

Authors are very grateful to Prof. Uri Alon, Department of Molecular Cell Biology & Department of Physics of Complex Systems, Weizmann Institute of Science Rehovot, Israel and for Dharmacon for providing bacteria strains.

This work was financially supported by research project number S/WBiŚ/3/2015.

ZASTOSOWANIE WSPÓŁCZYNNIKA SCHINDLERA DO OCENY PODATNOŚCI NA DEGRADACJĘ ZBIORNIKÓW MAŁEJ RETENCJI

Iwona SKOCZKO, Ewa SZATYŁOWICZ*

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

Streszczenie: Zbiorniki małej retencji stają się specyficznym rodzajem sztucznego jeziora, które jest podatne na zatrzymywanie związków biogennych. W wyniku tego przekształcają się w ekosystemy czułe na przyspieszenie procesów eutrofizacji. Specyfika funkcjonowania akwenów retencyjnych polega na ciągłym transporcie różnych form materii ze zlewni, a następnie jej akumulacji w danym zbiorniku. Następstwem tego procesu bywa częściowa lub całkowita utrata walorów użytkowych. W województwie podlaskim wybudowano ponad 20 sztucznych zbiorników zaporowych. Większość tych akwenów powstała na skutek rozwoju programu małej retencji. W artykule przedstawiono charakterystykę wybranych obiektów małej retencji w województwie podlaskim. Scharakteryzowano i oceniono podatność na degradację zbiorników zaporowych: Bachmaty, Dojlidy, Jasionówka, Michałowo, Topiło. Do oceny podatności na degradację zastosowano współczynnik Schindlera, który określa stosunek zsumowanej powierzchni zbiornika wodnego i jego zlewni do objętości tego zbiornika. Oceniono też wpływ zagospodarowania zlewni oraz podłoża gruntowego na stopień degradacji.

Słowa kluczowe: zasoby wodne, degradacja, współczynnik Schindlera, mała retencja.

1. Wprowadzenie

Zadaniem małej retencji jest gromadzenie wody w sztucznych zbiornikach poprzez zatrzymanie lub spowolnienie spływu wody, zachowując jednocześnie naturalny krajobraz. Do większości tych akwenów zanieczyszczenia generalnie dostarczane są przez ciekł wodne z terenów głównie rolniczych. Zbiorniki te mają zróżnicowane powierzchnie, są zazwyczaj płytkie, nie zachodzi w nich stratyfikacja termiczna wód przez większą część roku (Siemieniuk i in., 2015). Budowa wielu małych zbiorników tylko dla poprawy bilansu wodnego jest zazwyczaj nieopłacalna, dlatego obiekty te pełnią szereg różnych funkcji: przyrodniczych, gospodarczych i rekreacyjnych. Zbiorniki retencyjne w większości przyczyniają się do zwiększenia atrakcyjności terenu otaczającego (Mioduszewski 2006; Szatyłowicz i in., 2015).

Należy jednak podkreślić, iż każdy akwen wymaga wnikliwej analizy, a następnie indywidualnej oceny, która pozwala wnioskować o możliwościach dalszego użytkowania, ochrony lub rekultywacji (Miazga, 2013). Określenie podatności na degradację wywołanej antropopresją może opierać się na współczynniku Schindlera, który odzwierciedla wpływ warunków zlewniowych na zbiornik. Dowiedziono, że istnieje wyraźna korelacja pomiędzy wartością omawianego wskaźnika a wartością parametrów odnoszących się

do stanu jakościowego wód (Stefanidis i Papastergiadou, 2012; Szatyłowicz i in., 2015). Współczynnik Schindlera może być wykorzystywany w celu zapewnienia efektywnego opisu jakości wody. Jest miarą oceny podatności na wpływy zlewni, co potwierdzają badania Stefanidis i Papastergiadou (2012), w których wykazano ścisłą korelację współczynnika Schindlera z parametrami, takimi jak średnia głębokość i stężenie chlorofilu „a”. Im wyższa wartość współczynnika Schindlera, tym otoczenie ma większy wpływ na zanieczyszczenie danego obiektu małej retencji. Jeziora bądź zbiorniki wodne o wartości współczynnika nie wyższej niż 2 traktowane są jako mało podatne na degradację związaną ze spływem zanieczyszczeń ze zlewni (Szozka i in., 2007). Wartość graniczna współczynnika Schindlera wynosząca 2 jest też kryterium uwzględnianym podczas oceny jakości wód. Do oceny sztucznych zbiorników wodnych można zastosować współczynnik Schindlera, gdyż tak jak jeziora są one wraz z obszarem zlewni naturalnym układem krajobrazowym, w którym następuje stały obieg materii i przepływ energii. Podatność takiego układu na degradację zależy od presji jaką na akwen wodny wywiera jego zlewnia oraz od odporności zbiornika na tę presję (Kostrzewski, 1991).

Wskaźnik Schindlera uwzględnia powierzchnię zlewni bezpośredniej, którą wyznacza ukształtowanie terenu oraz objętość, która z kolei pośrednio uwzględnia głębokość danego zbiornika wodnego. W niniejszej pracy skupiono

* Autor odpowiedzialny za korespondencję. E-mail: e.szatyłowicz@doktoranci.pb.edu.pl

się na analizie podatności na degradację wybranych obiektów małej retencji w województwie podlaskim.

2. Materiały i metody

Do oceny podatności na degradację poszczególnych zbiorników małej retencji posłużono się współczynnikiem Schindlera, który jest parametrem limnologicznym określającym stosunek zsumowanej powierzchni zbiornika wodnego i jego zlewni do objętości tego zbiornika (Koc i in., 1996; Schindler, 1971). Do obliczenia współczynnika Schindlera użyto wzoru (Schindler, 1971):

$$WS = \frac{P_{zl} + P_z}{V_j} \quad (1)$$

gdzie: P_{zl} jest powierzchnią zlewni zbiornika wodnego, P_z jest powierzchnią zbiornika wodnego, a V_j jest objętością zbiornika wodnego.

Metodyka badawcza obejmowała zebranie danych i obliczenie wskaźnika Schindlera. Objętości zbiorników retencyjnych zaczerpnięto z dokumentacji technicznej poszczególnych obiektów. Natomiast powierzchnię zlewni zbiorników wodnych wyznaczono wykorzystując mapę topograficzną z zaznaczonymi poziomiami znajdującą się na portalu geoportal.gov.pl. System ten jest zestawem narzędzi zapewniających dostęp do danych i dokumentów PZGiK, a także zawiera bazę danych zgodną z wymogami Dyrektywy INSPIRE. Na mapie topograficznej w Geoportalu zlokalizowano obszar ograniczony przez lokalne wzniesienia terenu, które stanowią naturalną granicę zlewni małych obiektów wodnych, następnie w systemie geoportal.gov.pl pomierzono jego powierzchnię. Dalej obliczono powierzchnię zlewni wraz z powierzchnią danego zbiornika. Dodatkowo, za pomocą planów zagospodarowania terenu gmin, na obszarze, których znajdują się poszczególne zbiorniki retencyjne, określono zagospodarowanie zlewni poszczególnych akwenów.

3. Wyniki badań

3.1. Zbiornik Bachmaty

W 1986 roku do użytku został oddany zbiornik sztucznej retencji Bachmaty utworzony na rzece Orlanka na terenie gminy Dubicze Cerkiewne, znajdującej się w powiecie hajnowskim. Po 20 latach użytkowania konieczna stała się modernizacja zbiornika. Zamulenie zbiornika i związane z tym spłylenie, powodowało, iż w zbiorniku wodnym w upalne dni pojawiały się sinice, które skutecznie ograniczały możliwość jego użytkowania w celach wypoczynkowych i rekreacyjnych (Program OŚ Gminy Dubicze Cerkiewne, 2004). W tabeli 1 przedstawiono ogólne parametry zbiornika po przeprowadzonej modernizacji.

Tab. 1. Ogólne parametry zbiornika Bachmaty

Parametr	Jednostka	Wartość
Rok budowy	rok	1986
Powierzchnia lustra wody	ha	5,5
Pojemność	tys. m ³	171
Długość	m	760
Szerokość	m	60-90
Średnia głębokość	m	1,5
Maksymalna głębokość	m	3

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Program OŚ Gminy Dubicze Cerkiewne, 2004).

Opisywany zbiornik, obok funkcji retencyjnych i środowiskowych, pełni ważną rolę w sferze sportu i rekreacji, wpływając na rozwój turystyki na obszarze gminy. Korzystając z Geoportalu nakreślono zlewnię zbiornika Bachmaty oraz wyznaczono jej powierzchnię w hektarach. Na rysunku 1 przedstawiono wyznaczoną zlewnię.



Rys. 1. Wyznaczona zlewnia zbiornika Bachmaty

Obliczona powierzchnia zlewni wyniosła 112,12 ha, a współczynnik Schindlera wyniósł $6,56 \text{ m}^{-1}$.

Zasadniczą część powierzchni gminy Dubicze Cerkiewne zajmują lasy i tereny zadrzewione – 51%. Użytki rolne stanowią około 43% powierzchni ogólnej gminy, z czego grunty orne zajmują 25,45% powierzchni, sady 0,09%, a łąki i pastwiska 17,27% (Program OŚ Gminy Dubicze Cerkiewne, 2004). Analizując zagospodarowanie powierzchni gminy, na której znajduje się zlewnia zbiornika Bachmaty można określić charakter zlewni jako rolniczo-leśny. Ponad połowa powierzchni zlewni zbiornika to las, więc woda w zbiorniku ma zwiększoną zawartość kwasów humusowych, koloidalnego żelaza, podwyższoną barwę, mętność, ponadto duży udział rolniczego zagospodarowania zlewni może przyczynić się do dopływu zanieczyszczeń pochodzących z nawozów sztucznych, odprowadzanej gnojowicy, środków ochrony roślin, resztek produkcyjnych. Zanieczyszczenia pochodzenia rolniczego dostarczają związków azotu i fosforu oraz potasu do wód zbiornika (Chełmicki, 2002).

3.2. Stawy Dojlidzkie

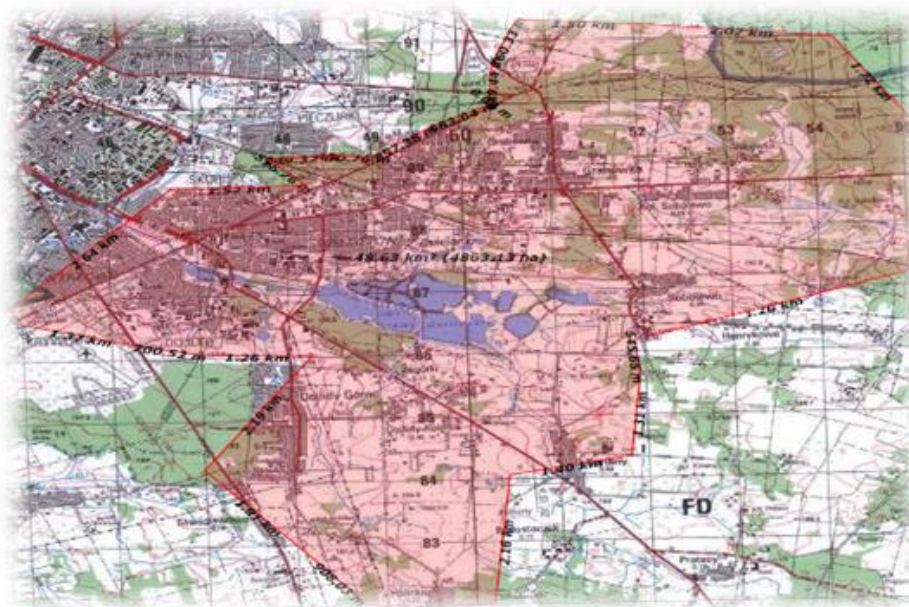
Stawy Dojlidzkie rozpoczęto budować w 1962 roku. Powstały w wyniku spiętrzenia rzeki Białej w miejscu dawnych stawów rybackich. Okolice stawów jest zróżnicowana, otoczone są przez łąki, lasy, pola od strony wschodniej oraz z innych stron przez tereny zurbanizowane. Jedyne staw nr 1, który nazwano stawem plażowym jest wykorzystywany jako zbiornik retencyjny oraz do celów rekreacyjno-sportowych (Kwiatkowski i Gajko, 2011), a jego podstawowe parametry techniczne opisano w tabeli 2.

Tab. 2. Parametry zbiornika Dojlidy

Parametr	Jednostka	Wartość
Rok budowy	rok	1962
Powierzchnia	ha	34
Pojemność	tys. m^3	597,04
Długość	m	1170
Szerokość	m	370
Średnia głębokość	m	2
Normalna wysokość piętrzenia	m n.p.m.	136,5
Maksymalna wysokość piętrzenia wody	m n.p.m.	137

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Kwiatkowski i Gajko, 2011).

Na obszarze otaczającym Stawy Dojlidzkie wysypują dwie grupy gleb autogeniczne związane z obszarami wysoczyzn morenowych i hydrogeniczne w obniżeniach terenu i dolinach strumieni. Najniżej położone obszary doliny rzeki Białej oraz niewielkiego ciek w części północno-wschodniej zajmują gleby torfowe i torfowo-murszowe. W bezpośrednim sąsiedztwie występują kulturoziemy czyli gleby zmienione przez uprawę, nawożenie, nasypywanie oraz powiększanie poziomów próchnicznych, stanowiące otoczenie zabudowań gospodarskich (Kwiatkowski i Gajko, 2011). Analiza rodzajów gleb i zagospodarowanie terenów wokół zbiornika dojlidzkiego wskazuje na miejsko-rolniczy charakter zlewni. Użytkowanie rolnicze zlewni powoduje dostarczanie do wód zbiornika różnych form azotu i fosforu, zaś zanieczyszczenia miejskie mogą podnosić zasolenie i również powodować podwyższenie zawartości biogenów w wodach (Chełmicki, 2002). Korzystając z Geoportalu nakreślono zlewnię stawów Dojlidzkich (rys. 2) oraz wyznaczono jego powierzchnię w hektarach.



Rys. 2. Wyznaczona zlewnia Stawów Dojlidzkich

Obliczona powierzchnia wyniosła 4863,13 ha, a współczynnik Schindlera – 56,17 m⁻¹.

3.3. Zbiornik Jasionówka

Zbiornik zaporowy Jasionówka zlokalizowany jest na terenie wsi Jasionówka w gminie Jasionówka na terenie powiatu monieckiego. Do użytku oddano go w 2000 roku. Zasilany jest wodami pochodzącymi z sieci drenarskiej z okolicznych gruntów, która powstała w latach sześćdziesiątych ubiegłego wieku (Wiater i in., 2012). W tabeli 3 przedstawiono podstawowe informacje o zbiorniku wodnym Jasionówka.

Tab. 3. Dane techniczne zbiornika Jasionówka

Parametr	Jednostka	Wartość
Rok budowy	rok	2000
Długość	m	180
Szerokość	m	140
Powierzchnia	ha	2,03
Pojemność	tys. m ³	41,6
Średnia głębokość	m	2,0
Długość linii brzegowej	m	640

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Opracowanie Urzędu Gminy Jasionówka, 2005).

Głównym odbiornikiem wód z omawianego akwenu Jasionówka jest rzeka Brzozówka. Do podstawowych zadań akwenu należy magazynowanie wody i wykorzystywanie jej w okresach niedoborów do poprawy nawilgotnienia użytków rolnych znajdujących się poniżej zbiornika, między innymi do celów przeciwpożarowych, do ochrony środowiska przyrodniczego. Dominują tu użytki rolne, stanowiące 81,2% powierzchni gminy, z czego: grunty orne stanowią

64,8%, łąki 17,3%, pastwiska 17,3% i sady 0,6% (Opracowanie Urzędu Gminy Jasionówka, 2005). Typowo rolnicze użytkowanie zlewni powoduje dopływ do wód zbiornika wodnego substancji biogenych czyli głównie związków azotu i fosforu (Chełmicki, 2002). Na rysunku 3 przedstawiono wyznaczoną zlewnię zbiornika Jasionówka, która wyniosła 308,33 ha, a współczynnik Schindlera wyniósł 74,1 m⁻¹.

3.4. Zbiornik Michałowo

Zbiornik zaporowy Michałowo został zaprojektowany na rzece Supraśl, która jest prawobrzeżnym dopływem Narwi. Wybudowano go na 94-235 km rzeki Supraśl w miejscowości Michałowo znajdującej się w gminie Michałowo, w powiecie białostockim. Tabela 4 przedstawia charakterystykę techniczną zbiornika wodnego Michałowo, wykonaną na podstawie niepublikowanych materiałów udostępnionych przez gminę Michałowo.

Tab. 4. Dane techniczne charakteryzujące zbiornik Michałowo

Parametr	Jednostka	Wartość
Rok budowy	rok	2008
Długość	m	340
Szerokość	m	30-110
Powierzchnia	ha	2,19
Pojemność	tys. m ³	41,0
Średnia głębokość	m	1,88
Rzędna dna zbiornika	m n. p. m.	142,8
Maksymalny poziom piętrzenia	m n. p. m.	145,3
Minimalny poziom piętrzenia	m n. p. m.	144,7

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Niepublikowane materiały udostępnione przez gminę Michałowo).



Rys. 3. Wyznaczona zlewnia zbiornika Jasionówka

Zbiornik pełni następujące funkcje: retencyjną, ekologiczną, gospodarczą, rekreacyjną oraz przeciwpożarową. Obszar zlewni zbiornika Michałowo ma charakter rolniczo-leśny o czym świadczy struktura użytkowania terenu z dominującym udziałem użytków rolnych – 48% i terenów leśnych – blisko 39%. Mieszany charakter zlewni powoduje spływ zanieczyszczeń rolniczych, to znaczy związków biogenych mniejszy niż w przypadku typowej zlewni rolniczej. Jednakże pokrycie terenu lasami dostarcza zanieczyszczeń o charakterze organicznym podwyższając, na przykład zawartość związków humusowych (Klimaszyk i Joniak, 2008; Klimaszyk i Rzymiski, 2011). Na rysunku 4 przedstawiono wyznaczoną zlewnię zbiornika wodnego Michałowo za pomocą Geoportalu.



Rys. 4. Wyznaczona zlewnia zbiornika Michałowo

Obliczona powierzchnia wyniosła 274,11ha, a współczynnik Schindlera wyniósł $6,7 \text{ m}^{-1}$.

3.5. Zbiornik Topiło

Zbiornik Topiło znajduje na obszarze Puszczy Białowieskiej, na terenie Nadleśnictwa Hajnówka. Powstał w latach 1932-1933 na rzece Perebel, a dokładnie na 4,5 km jej biegu. Inwestorem zbiornika był tartak w Hajnówce, który wykorzystywał baseny Topiło do przechowywania w wodzie dłużyc drzew oraz drewna

tartacznego. Składowano w wodzie tylko zdrowe drewno i nie stosowano żadnej konserwacji chemicznej. Akwen cały jest zanieczyszczony przez korę i butwiejące pnie drzew (Niepublikowane materiały Nadleśnictwa Hajnówka). W tabeli 5 przedstawiono parametry techniczne zbiornika Topiło.

Tab. 5. Parametry techniczne zbiornika Topiło

Parametr	Jednostka	Wartość
Rok budowy	rok	1932-1933
Długość	m	1700
Szerokość	m	400
Powierzchnia	ha	21,1
Objętość	tys. m ³	251
Średni dopływ	mln m ³ /rok	3,86
Szerokość korony grobli ziemnej	m	2,5
Średnia głębokość	m	1,0
Długość korony	m	450
Nachylenie skarpy	m	1:2

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Niepublikowane materiały Nadleśnictwa Hajnówka)

Ponad 35% powierzchni lasów to siedliska wilgotne i bagienne. Drzewa iglaste zajmują 64% powierzchni całej zlewni, są to głównie sosny i świerki. 100% zlewni odznacza się charakterem leśnym o zróżnicowanym rodzaju drzewostanu. Spływ powierzchniowy z takiej zlewni charakteryzuje się kwaśnym odczynem, brunatną barwą oraz wysoką koncentracją rozpuszczonego węgla organicznego – głównego składnika substancji humusowych (Niepublikowane materiały Nadleśnictwa Hajnówka). Większa część zlewni to lasy iglaste więc spływy niosą większy ładunek związków organicznych węgla, niż substancji biogenych (Klimaszyk, Joniak 2008; Klimaszyk, Rzymiski 2011). Na rysunku 5 przedstawiono wyznaczoną zlewnię zbiornika wodnego.



Rys. 5. Wyznaczona zlewnia zbiornika Topiło

Obliczona powierzchnia wyniosła 2678,07 ha, a współczynnik Schindlera wyniósł 106 m^{-1} .

4. Podsumowanie

Degradacja zbiorników małej retencji, a tym samym zasobów wody słodkiej zaczyna stwarzać problemy, a nawet zagrożenie środowiskowe. Sztuczne zbiorniki retencyjne w przeciwieństwie do naturalnych jezior są znacznie bardziej podatne na proces degradacji naturalnej i antropogenicznej. Według Kajaka (1995) jedną z głównych cech, które różnią sztuczne akwenu retencyjne od jezior jest znacznie większa powierzchnia zlewni, co skutkuje sporym obciążeniem w związku biogenne, w porównaniu do objętości akwenu. Naturalne jeziora powstają w zagłębieniach terenu, często w pozostałościach polodowcowych, natomiast przy budowie zbiorników retencyjnych te zagłębienia są sztuczne, czasem są wykorzystane niewielkie obniżenia terenu, ale nie zawsze. Wówczas obszar wyznaczający zlewnię danego sztucznego zbiornika określają bariery naturalne, które są znacznie oddalone od zbiornika, co niekiedy powoduje dostarczenie substancji biogennej i materii organicznej poprzez spływ powierzchniowy z rozległych terenów.

Wpływ czynników antropogenicznych, rozumianych jako użytkowanie terenu zlewni, w powiązaniu z czynnikami naturalnymi, takimi jak ukształtowanie terenu, przyczyniają się do podatności na degradację zbiorników małej retencji. Oprócz nich istnieje szereg innych czynników mogących potencjalnie zwiększyć lub zmniejszyć wielkość tego oddziaływania. Według Kornasia i Grześkowiaka (2011) czynniki naturalne też mają wpływ na podatność zbiorników retencyjnych na degradację oraz ich odporność na dostawę materii ze zlewni (Kornaś i Grześkowiak, 2011).

Zbiornikami najbardziej podatnymi na degradację w niniejszym opracowaniu pod względem obliczonego współczynnika Schindlera są Topiło i Jasionówka (tab. 6). Według klasyfikacji Kudelskiej i in. (1994) wartość wskaźnika Schindlera powyżej 50 nie przyporządkowuje kategorii podatności na degradację, zbiorniki takie zalicza się do bardzo podatnych na degradację. Zbiornik Topiło

otaczają lasy, co powoduje większą ochronę przed degradacją, niestety mała głębokość i długie lata użytkowania zbiornika, głównie do magazynowania drewna, powodują pogarszanie jakości wody i powolne zarastanie akwenu. Natomiast akwen Jasionówka otaczają głównie tereny rolnicze, co również przyczynia się do zwiększonej podatności na degradację. Na jakość wód tego zbiornika ma wpływ dość duża powierzchnia zlewni, w porównaniu do małej pojemności retencyjnej akwenu. Typową zlewnią zbiornika Topiło są lasy, zaś zbiornika Jasionówka grunty orne. Oba te zbiorniki według współczynnika Schindlera są bardzo podatne na degradację. Prawdopodobnie znaczna skłonność do zarastania, niszczenia tych dwóch zbiorników o różnych zlewniach wynika z innych czynników, nieuwzględnionych we współczynniku Schindlera. Wysoka wartość współczynnika Schindlera spowodowana jest rozległą powierzchnią zlewni, w porównaniu do objętości danego akwenu. Należałoby opracować wskaźnik, który relatywnie uwzględniałby udział innych czynników, na przykład: wiek zbiornika, wielkość rzeki bądź ciekłu przepływającego, użytkowanie zbiornika czy nawet regularną konserwację akwenu.

Pomimo dość prymitywnej konstrukcji współczynnika Schindlera można zauważyć zależność pomiędzy jego wartością a przykładowo średnią głębokością, sposobem użytkowania zlewni czy wiekiem akwenu wodnego. Z wcześniejszych opracowań (Szatyłowicz i in., 2015) można wywnioskować, że zbiorniki o mieszanym (rolniczo-leśnym) charakterze zlewni zazwyczaj posiadają niższą wartość wskaźnika Schindlera. W celu określenia dokładniejszych powiązań, korelacji pomiędzy współczynnikiem Schindlera i innymi cechami zbiorników retencyjnych należałoby powiększyć zbiór badanych obiektów, wraz z rozszerzeniem liczby czynników, a następnie użyć narzędzi statystycznych do przeprowadzenia oceny i określenia zależności. Wówczas można by uzyskać złożoną, rozszerzoną i bardziej miarodajną ocenę podatności na degradację. Jednakże przeprowadzone powyżej analizy dowiodły, że możliwe jest zastosowanie współczynnika Schindlera do ogólnej oceny podatności na degradację sztucznych zbiorników.

Tab. 6. Zestawienie analizowanych właściwości zbiorników retencyjnych

Lp.	Omawiany zbiornik	Współczynnik Schindlera [m^{-1}]	Charakter zagospodarowania zlewni	Wiek zbiornika [lat]	Średnia głębokość [m]
1	Bachmaty	6,65	rolniczo-leśny	30	1,50
2	Dojlidy	15,17	miejsko-leśny	54	2,00
3	Jasionówka	74,10	rolniczy	16	2,00
4	Michałowo	6,70	rolniczo-leśny	8	1,88
6	Topiło	106,00	leśny	83	1,00

5. Wnioski

- Zastosowanie współczynnika Schindlera do oceny podatności na degradację zbiorników małej retencji wskazuje ogólny pogląd o potencjalnym narażeniu ich na niszczenie.
- Zbiorniki retencyjne mogą być podatne na degradację niezależnie od użytkowanej zlewni, co pokazano na przykładzie zbiornika Topiło i Jasionówka.
- W celu oceny podatności na degradację należy uwzględnić inne czynniki oprócz współczynnika Schindlera i zagospodarowania zlewni, aby uzyskać kompleksową i bardziej miarodajną ocenę.
- Według współczynnika Schindlera najmniej podatnymi na degradację okazały się zbiorniki o mieszanym zagospodarowaniu zlewni (rolniczo-leśnym).

Literatura

- Chelmiński W. (2002). Woda: zasoby, degradacja, ochrona. *Wydawnictwo Naukowe PWN*, Warszawa.
- Kajak Z. (1995). Eutrofizacja nizinnych zbiorników zaporowych. Procesy biologiczne w ochronie i rekultywacji nizinnych zbiorników zaporowych. *Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Łódź, 33-41.
- Klimaszyk P., Joniak T. (2008). Wpływ zlewni leśnej na jakość wód jeziora Piaseczno Małe. W: *Materiały IV Konferencji Naukowej nt. „Aktywne metody ochrony przyrody w zrównoważonym leśnictwie. Woda dla lasu, las dla wody. Rogów*.
- Klimaszyk P., Rzymski P. (2011). Właściwości fizyczno-chemiczne spływu powierzchniowego z leśnej zlewni – potencjalna rola spływu w kształtowaniu jakości wody drobnego zbiornika wodnego. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, No. 49, 338-344.
- Koc J., Ciećko C., Janicka R., Rochwerger A. (1996). Czynniki kształtujące poziom mineralnych form azotu w wodach obszarów rolniczych. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, No. 440, 175-183.
- Kornaś M., Grześkowiak A. (2011). Wpływ użytkowania zlewni na kształtowanie jakości wody w zbiornikach wodnych zlewni rzeki Drawa. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, Vol. 11, No. 33, 125-137.
- Kostrzewski A. (1991). Koncepcja programu: Monitoring obiegu materii, kompleksowy monitoring środowiska przyrodniczego w podstawowych typach geoekosystemów, *Polski Komitet Naukowy przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”*, Poznań.
- Kudelska, D., Cydzik, D., Szoszka, H. (1994). Wytyczne monitoringu podstawowego jezior. *Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Warszawa.
- Kwiatkowski W., Gajko K. (2011). Wstęp i diagnoza stanu środowiska przyrodniczego. Tom I. Opracowanie wykonane na zlecenie Prezydenta miasta Białegostoku, Białystok.
- Miązga M. (2013). Ocena naturalnej podatności na degradację oraz jakość wód zbiornika Wapienica. *Acta Geographica Silesiana*, No. 13, 43-49.
- Mioduszewski W. (2006). Małe zbiorniki wodne. *Wydawnictwo IMUZ*, Falenty.
- Niepublikowane materiały Nadleśnictwa Hajnówka.
- Niepublikowane materiały udostępnione przez gminę Michałowo.
- Opracowanie Urzędu Gminy Jasionówka (2005).
- Program ochrony środowiska dla gminy Dubicze Cerkiewne na lata 2004-2011 (2004). Białystok.
- Schindler D. W. (1971). A hypothesis to explain differences and similarities among lakes in experimental Lake area Northwestern Ontario. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, Vol. 28, No. 2, 295-301.
- Siemieniuk A., Szczykowska J., Wiater J. (2015). Symptoms of water eutrophication in the Bachmaty Reservoir. *Journal of Ecological Engineering*, Vol. 16, No. 4, 89-95.
- Stefanidis K., Papastergiadou E. (2012). Relationships between lake morphometry, water quality, and aquatic macrophytes, in greek lakes. *Fresenius Environmental Bulletin*, Vol. 21, No. 10, 3018-3026.
- Szatyłowicz E., Matulewicz D., Skoczko I. (2015). Assessment of susceptibility to degradation by Schindler factor of selected reservoirs in Podlaskie – part I. *Journal of Ecological Engineering*, Vol. 16, No. 4, 81-88.
- Szoszka H., Kolada A., Gołub M., Cydzik M. (2007). Ramowa Dyrektywa Wodna w Polsce – typologia jezior, ustalanie warunków referencyjnych, metody oceny i klasyfikacji na podstawie elementów biologicznych - część 2, 5. Warszawa.
- Wiater J., Siemieniuk A., Szczykowska J. (2012). Rola zbiornika małej retencji w kształtowaniu jakości wód powierzchniowych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, No. 6, 277-280.

APPLICATION OF SCHINDLER'S FACTOR FOR SUSCEPTIBILITY TO DEGRADATION OF SMALL WATER RESERVOIRS

Abstract: The small retention reservoirs have become a specific type of artificial lake, which is susceptible to retention of nutrients. As a result, they are becoming ecosystems sensitive to acceleration of eutrophication processes. The specificity of the functioning of the reservoirs retention is a continuous transport of various forms of matter from the catchment and its accumulation in the water reservoirs. The consequence of this process is sometimes partial or total loss of usability. In Podlaskie it built more than 20 artificial reservoirs. Most of these reservoirs created by the development of small retention program. This paper presents the characteristics of selected small retention in Podlaskie. They characterized and evaluated the susceptibility to degradation reservoirs: Bachmaty, Dojlidy, Jasionówka Michałowo, Topiło. To evaluate the susceptibility to degradation Schindler's factor was used, which is the ratio of the sum of accumulated surface water reservoir and its catchment area to the volume of the reservoir. The influence of catchment land and subsoil on the degree of degradation was assessed.

DYNAMICZNOŚĆ PODSYSTEMU DYSTRYBUCJI WODY (PDW), A MATEMATYCZNE MODELOWANIE JAKO NARZĘDZIE WSPOMAGAJĄCE PROCES PROJEKTOWANIA

Agnieszka TRĘBICKA*

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

Streszczenie: Wzrost wymagań dotyczących jakości i czasu realizacji w zakresie opracowań projektowych powoduje wprowadzenie do obliczeń techniki komputerowej. W pracy przedstawia się procesy oparte na odwzorowywaniu i udoskonalaniu konkretnych stanów zachowawczych podsystemu dystrybucji wody (PDW), przy wykorzystaniu matematycznego modelowania uwzględniającego najnowsze dostępne techniki komputerowe. Przedmiotem zastosowania jest sieć wodociągowa gminy Choroszcz. Badania analizowanej sieci wodociągowej miały na celu określenie nowych, bardziej racjonalnych sposobów eksploatacji (zmniejszenie wartości ciśnienia) oraz określenie warunków rozbudowy i modernizacji sieci wodociągowej, ze szczególną analizą układu w ramach wyodrębnienia najbardziej niebezpiecznych miejsc na sieci. W pracy podjęto próbę zastosowania komputerowego modelowania do poprawy przepływów wody i regulacji ciśnień w wodociągu gminy Choroszcz. Dynamiczny model sieci wodociągowej jest wysoce wydajnym narzędziem wspomagającym obserwację i regulowanie ciśnień i przepływów wody, pozwalającym na podejmowanie uzasadnionych decyzji odnośnie: eksploatacji, modernizacji i rozbudowy całego systemu wodociągowego miasta lub gminy.

Słowa kluczowe: model matematyczny, sieć wodociągowa, zaopatrzenie w wodę, dynamiczny model, komputerowe modelowanie.

1. Wprowadzenie

Głównym obszarem działań dynamicznego modelowania jest analiza funkcjonowania systemów wodociągowych dla potrzeb projektowych oraz modernizacji sposobu ich eksploatacji. Wykorzystuje się w tym celu różnego rodzaju oprogramowanie dysponujące zaawansowanymi algorytmami obliczeniowymi, pozwalającymi na odwzorowanie dynamicznych parametrów pracy dowolnie ukształtowanych sieci wodociągowych w różnych warunkach eksploatacyjnych (w tym również awaryjnych) oraz wielowariantową ocenę jakości ich funkcjonowania (Trębicka, 2011). Badanie funkcjonowania podsystemu dystrybucji wody (PDW) zwłaszcza, kiedy normalne warunki pracy zmieniają się w sposób istotny podczas zaistnienia awarii są niezbędne dla określenia niedoboru ciśnienia na wartość poboru wody przez poszczególne grupy odbiorców. Ten element dotychczas w metodach badań był praktycznie niemożliwy do odwzorowania, głównie z powodu przyjmowania z góry określonych wartości, z pominięciem czynnika czasu, co może być przyczyną zniekształcenia końcowych wyników badań. Natomiast jego uwzględnienie pozwoliło odwzorować zmienność obciążenia PDW w sposób efektywny. Obecnie na rynku informatycznym jest dostępnych wiele

programów do hydraulicznego obliczania podsystemów dystrybucji wody i matematycznego modelowania oraz analizy PDW.

Przedmiotem badań jest sieć wodociągowa gminy Choroszcz. Analiza sieci wodociągowej miała na celu określenie nowych, bardziej racjonalnych sposobów eksploatacji (zmniejszenie wartości ciśnienia) oraz określenie warunków rozbudowy i modernizacji sieci wodociągowej, ze szczególną analizą układu w ramach wyodrębnienia najbardziej niebezpiecznych miejsc na sieci. W pracy podjęto próbę zastosowania komputerowego modelowania do poprawy przepływów wody i regulacji ciśnień w sieci wodociągowej gminy Choroszcz.

2. Dynamiczność systemów wodociągowych w procesie eksploatacji

Dynamiczny model sieci wodociągowej jest wysoce wydajnym narzędziem wspomagającym obserwację, regulowanie ciśnień i przepływów wody, pozwalającym na podejmowanie uzasadnionych decyzji odnośnie eksploatacji, modernizacji i rozbudowy całego systemu wodociągowego miasta lub gminy. Dynamiczność PDW

* Autor odpowiedzialny za korespondencję. E-mail: a.trebicka@pb.edu.pl

jest wynikiem wszelkich zachodzących zmian dotyczących zarówno efektywności, jak i praktycznej przydatności modeli przepływów w PDW. Uzależniona jest ona w największej mierze od konstrukcji modelu oraz od jakości i stopnia wiarygodności danych wyjściowych wprowadzonych do procesów symulacji komputerowych (Boulos i Ormsbee, 1991). Czynnikiem potwierdzającym dynamiczność, a jednocześnie i złożoność podsystemu jest czas. Woda powinna być dostarczona o dowolnej porze, w zależności od potrzeb odbiorców. W związku z tym, o poprawnym wykonywaniu lub nie zadań przez PDW, czy też niezadowolającej dostawie wody, mogą świadczyć takie parametry mierzone u odbiorcy, jak: ilość dostarczonej wody lub wielkość niedoboru wody, czas dostawy lub niedoboru wody, jakość wody, ciśnienie lub niedostatek ciśnienia.

W modelach, określonych jako dynamiczne symuluje się działanie PDW w kolejnych krokach czasowych, zwykle w okresie jednej doby, przy czym długość kroków przyjmowana jest w granicach od 10 do 60 minut. Warunki pracy w obrębie każdego kroku są traktowane jako ustalone. Należy dodać, iż z powodu dużej liczby niewiadomych absolutnie dokładna kalibracja modelu jest niemożliwa (Knapik, 2000; Rossman, 2000). W literaturze odnajduje się propozycje wykorzystania metod optymalizacyjnych do kalibracji modelu hydraulicznego PDW (Denczew, 2006; Duzinkiewicz i Piotrowski, 2010). W większości mają one charakter teoretyczny i zakładają, iż wszystkie dane pomiarowe są właściwe z punktu widzenia dokładności oraz są jednakowo wartościowe dla procesu kalibracji modelu (Rossman, 2000). Ograniczenie się do modelu statycznego wymaga określenia w całym badanym czasie takich wartości obciążenia sieci, które odpowiadałyby powszechnie przyjętym kryteriom badań. Zwykle okazuje się (chodzi głównie o Q_{max} i Q_{min}), iż kryteriów tych nie można uznać za wielkości określone precyzyjnie i stąd wybór z analizowanego okresu eksploatacji porównywalnych wielkości może okazać się bardzo trudny. Problemem bezawaryjnego działania i coraz lepszymi rozwiązaniami rozbudowy sieci wodociągowej zajmuje się wiele ośrodków naukowych w Polsce i zagranicą. Publikacje dotyczą wyników badań funkcjonowania PDW różnych systemów zaopatrzenia w wodę, które mają bardzo duży wpływ na ich prawidłową pracę (Duzinkiewicz i Piotrowski, 2010).

3. Model matematyczny elementów podsystemu dystrybucji wody

Matematyczne modele poszczególnych obiektów tworzących PDW są decydujące dla oceny jego poprawności. W istocie są to odpowiednie równania opisujące ich charakterystyki hydrauliczne i będące jednocześnie podstawą do tworzenia układów równań równowagi (Knapik, 2000). Do obiektów, dla których powinno się mieć odpowiednie modele matematyczne należą:

- odcinek (rurociąg) traktowany jako przewód do transportu wody i łączący w swojej charakterystyce

związek między wielkością przepływu, stratą ciśnienia, średnicą a wielkością oporów liniowych lub lokalnych;

- węzeł traktowany jako punkt poboru wody przez odbiorców, gdzie ilość wody jest uzależniona od wartości ciśnienia i czasu;
- węzeł traktowany jako punkt zasilania PDW określoną ilością wody, uzależnioną od wartości ciśnienia i czasu oraz zawierający dodatkowe charakterystyki umożliwiające wyznaczanie nakładu energii dla zapewnienia dostawy wody;
- węzeł traktowany jako punkt magazynowania wody i posiadający charakterystykę wysokości położenia zwierciadła w zależności od objętości zgromadzonej wody;
- odcinek traktowany jako przewód do transportu wody i jednocześnie umożliwiający w wybranym węźle PDW regulację wartości ciśnienia przez zdolność do kształtowania wielkości współczynnika oporu lokalnego.

Modele oddziaływania zewnętrznego obejmują strefy zasilania i poboru wody. Strefę zasilania przedstawia się w postaci dyskretnej jako uzależnienie od czasu pracy poszczególnych jednostek pompowych (pompowni), a okres ten jest zaprogramowany deterministycznie. Natomiast wydajność pracującej jednostki pompy jest zdeterminowana jej charakterystyką i warunkami panującymi w całym PDW. Należy podkreślić, że czas pracy jednostki pompy określony jest w sposób dyskretny, a pozostałe jej cechy są zmiennymi ciągłymi (Knapik, 2000). Pobór wody przez odbiorców jest określany przy wykorzystaniu metody wskaźników skalonych i szczegółowych przy zapewnieniu wysokiego stopnia agregacji cząstkowych poborów wody przez użytkowników indywidualnych. W związku z tym, każdy węzeł musi mieć wyznaczoną wartość poboru i określoną funkcję jego kształtowania w czasie. W niniejszym opracowaniu określenie tych danych dla rozpatrywanego istniejącego PDW, było procesem bardzo pracochłonnym, gdyż wiązało się ze zbudowaniem specjalnego modelu zapotrzebowania na wodę, uwzględniającego charakterystyczne cechy wszystkich odbiorców, które następnie w sposób wyważony zagregowane w określonym węźle umożliwiały wyznaczanie wielkości poboru wody i jego zbiorczej czasowej charakterystyki.

4. Ogólna charakterystyka systemu zaopatrzenia w wodę gminy Choroszcz

Tematem badawczym pracy była ocena istniejącego stanu sieci wodociągowej gminy Choroszcz przeprowadzona za pomocą programu komputerowego EPANET, a mająca za zadanie poprawę efektywności badanej sieci. Gminę Choroszcz, uważa się za jedną z najlepiej rozwijających się gmin w województwie podlaskim. Analiza obejmuje sieć wodociągową zasilaną z ujęcia numer 1 w Choroszczy. Podstawę oceny stanowiły dane z lat 2010-2015 udostępnione przez Zakład Energetyki Ciepłej Wodociągów i Kanalizacji (ZECWiK)

w Choroszczy.

Długość czynnej sieci rozdzielczej wynosi 160,8 km i podłączonych jest do niej 2611 budynków. Średnia ilość sprzedanej wody wyniosła 1042,9 m³/d, przy 11261 mieszkańcach podłączonych do sieci. Zatem średnie dobowe zapotrzebowanie na wodę mieszkańca wynosi 92,6 l/Md. Jedynie niewielki procent mieszkańców wsi, leżących przy granicy Białegostoku jest zaopatrywanych ze stacji, na terenie miasta Białystok. Na terenie gminy znajdują się 4 ujęcia wody: w Choroszczy, Barszczewie, Rogowie i Złotorii. Woda pobierana jest w sumie z 9 studni wierconych dla zaspokojenia potrzeb mieszkańców.

Pobór wody odbywa się z trzech studni wierconych. Podstawowym źródłem zaopatrzenia są studnie SW-1 i SW-1B, zaś studnia SW-2 stanowi ujęcie rezerwowe:

- SW-1 o głębokości 51,5 m i zatwierdzonych zasobach $Q = 60 \text{ m}^3/\text{h}$ przy depresji $S = 17,5 \text{ m}$,
- SW-1B o głębokości 50,0 m i zatwierdzonych zasobach dla zespołu studni SW-1 i SW-1B $Q = 105 \text{ m}^3/\text{h}$ przy depresji $S = 14 \text{ m}$,
- SW-2 o głębokości 188,5 m i zatwierdzonych zasobach $Q = 79,6 \text{ m}^3/\text{h}$ przy depresji $S = 57,8 \text{ m}$.

Należy zaznaczyć, że woda gruntowa występuje na rzędnej 114,7 m nad poziomem morza i jest nieagresywna w stosunku do betonu.

W tabeli 1 zawarte są informacje o ujęciu wody, z którego zasilana jest badana sieć wodociągowa:

Tab. 1 Informacje o ujęciu numer 1 w Choroszczy (ZECWiK w Choroszczy, 2011)

Studnie	Numer studni	Głębokość studni	Nazwa warstwy geologicznej z której pobierana jest woda
Pracująca	SW-1	51,5 m	czwartorzęd
Pracująca	SW-1B	50,0 m	czwartorzęd
Rezerwowa	SW-2	188,5 m	czwartorzęd

W studniach na omawianym ujęciu zamontowane są następujące pompy (ZECWiK w Choroszczy, 2011):

- 2 pompy głębinowe Grundfos SP75-4 z silnikiem 11 kW,
- 1 pompa głębinowa Grundfos SP75-6 z silnikiem 22 kW

Podstawowy układ pracy stanowią 2 pompy głębinowe pracujące jednocześnie. Tłoczenie wody do SUW odbywa się poprzez pompę 10.P.1 (w studni numer I) pracującą razem z pompą 10.P.2 (w studni numer IB) lub 10.P.3 (w studni numer II), która jest pompą rezerwową. Wybór studni do pracy automatycznej odbywać się będzie poprzez ręczne włączenie.

Zużycie wody na jednego mieszkańca w gminie jest dość niskie, w granicach 89,0 l/Md. Według Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 roku (Dz. U. z 2002 r, Nr 8, poz. 70), zużycie wody w na poziomie 70-90 l/Md przypisane jest odbiorcom wyposażonym w: wodociąg, zlew kuchenny, wc i nie

posiadającym łazienki i ciepłej wody. Tak niskie zużycie wody w całej gminie świadczy o oszczędzaniu wody lub o posiadaniu własnych źródeł wody, to jest studni.

5. Opis sieci wodociągowej zasilanej z ujęcia numer 1 w Choroszczy

W gminie Choroszcz na koniec 2010 roku zameldowanych było 11261 osób, z czego 7189 odbiorców zasilanych było z ujęcia numer 1, czyli około 64% ogólnej liczby. Podobnie kształtuje się ilość sprzedanej wody, to jest w całej gminie 366,56 tysięcy m³, a w ujęciu numer 1 – 246,99 tysięcy m³, czyli około 67%. Zatem sieć wodociągowa zasilana z ujęcia numer 1 w Choroszczy jest najbardziej reprezentatywną i najbardziej różnicowaną w stosunku do pozostałych. W sieci tej nie ma dodatkowych dostawców wody, a więc łatwiej o bardziej dokładną analizę.

Badanie sieci wodociągowej gminy Choroszcz zasilanej z ujęcia numer 1 w Choroszczy ma na celu sprawdzenie i porównanie parametrów sieci takich jak: prędkość przepływu wody w m/s, ciśnienie wody w m H₂O, współczynnik strat liniowych, przepływ wody w l/s, straty ciśnienia w m/km. Ocena stanu sieci wodociągowej będzie przebiegała zgodnie z ustalonymi wariantami, to jest awariami, które występują podczas eksploatacji sieci wodociągowej. Zestawienie danych i wyników ujęto w formie tabel i rysunków.

Do celów badawczych wykorzystano program EPANET i utworzony został model PDW na podstawie cyfrowej mapy planu zagospodarowania przestrzennego istniejącej sieci wodociągowej gminy Choroszcz. Wybór wariantów do przeprowadzonych badań symulacyjnych został zaproponowany przez Zakład Energetyki Ciepłej Wodociągów i Kanalizacji w Choroszczy w celu sprawdzenia funkcjonowania sieci wodociągowej zarówno podczas warunków normalnych, jak i awarii, wymiany odcinków jak i jej rozbudowy. Przeprowadzone symulacje umożliwiły sprawdzenie poprawności systemu zaopatrzenia w wodę oraz podjęcie działań dotyczących poprawy struktury sieci wodociągowej.

6. Analiza przeprowadzonych badań sieci wodociągowej

Obliczenia symulacyjne przeprowadzono dla wybranych i szczególnych wariantów utworzonego modelu. Podstawą było odtworzenie układu hydraulicznego sieci wodociągowej, zasilanej z ujęcia numer 1 w Choroszczy, dla stanu istniejącego, będącego bazą do dalszych badań i pomiarów. Zmiany poszczególnych parametrów systemu porównywano do stanu ustalonego (stanu bez zauważalnych zmian na sieci). Dodatkowo, w formie wykresów zobrazowano ciśnienie wody w wybranych węzłach. Należy zaznaczyć, iż uzyskane wyniki wskazały, że w stanie ustalonym sieć zachowuje się dość stabilnie, jedynie o godzinie 7:00 zauważono niewystarczające ciśnienie w sieci wodociągowej. W ramach niniejszej

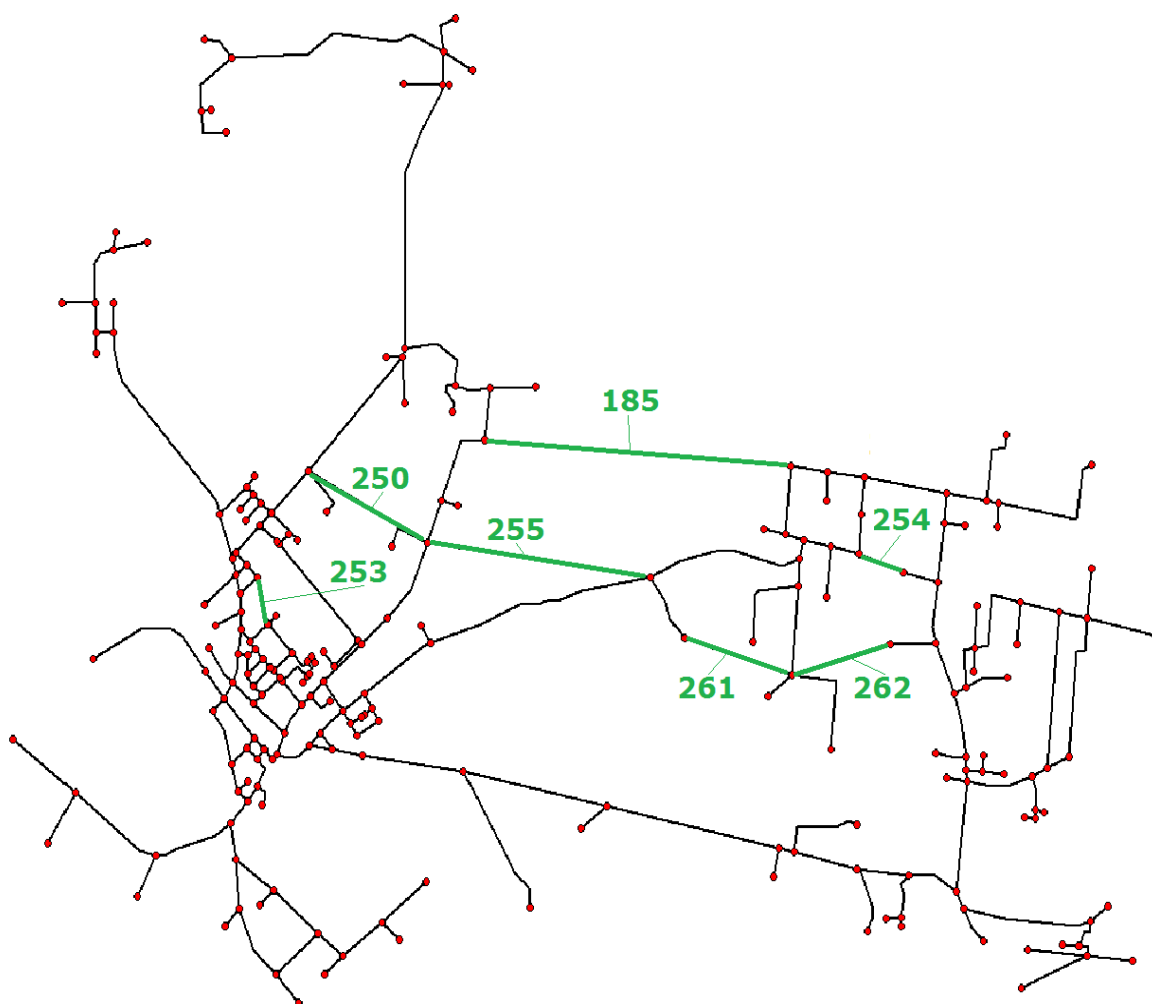
pracy zaproponowano dodanie nowych odcinków: 185, 250, 253, 254, 255, 261, 262, które miały na celu poprawę efektywności modelu, jak i rozbudowę systemu sieci wodociągowej. Nowo zaprojektowane odcinki, zlokalizowano w środkowej części sieci wodociągowej, zasilanej z ujęcia numer 1 w Choroszczy. Łączna suma długości nowych przewodów to: o średnicy 110 mm – 3649 m, zaś o średnicy 160 mm – 2500 m. Na rysunku 1 pokazano zaprojektowane odcinki.

Dzięki dodanym nowym odcinkom, wzrośnie efektywność działania sieci wodociągowej. W przypadku symulacji awarii odcinków i pomp, jak i wymiany przewodów, nowo dodane przewody zapewnią ciśnienie pozwalające na normalne użytkowanie wodą w godzinie maksymalnego rozbioru. Na rysunku 2 przedstawiono sieć wodociągową z prędkościami na odcinkach oraz wysokością ciśnienia na węzłach.

Na podstawie rysunku 2 można stwierdzić, że ciśnienie, jak i prędkość przepływu wody ma najniższe wartości na końcowych odcinkach sieci. Dzięki dodanym odcinkom w godzinach, gdy rozbiór wody jest mniejszy można ograniczyć wydajność pracy pomp, aby zaoszczędzić na kosztach eksploatacji. Uzyskane wyniki wskazały, że prędkości wody na odcinkach nie odbiegają

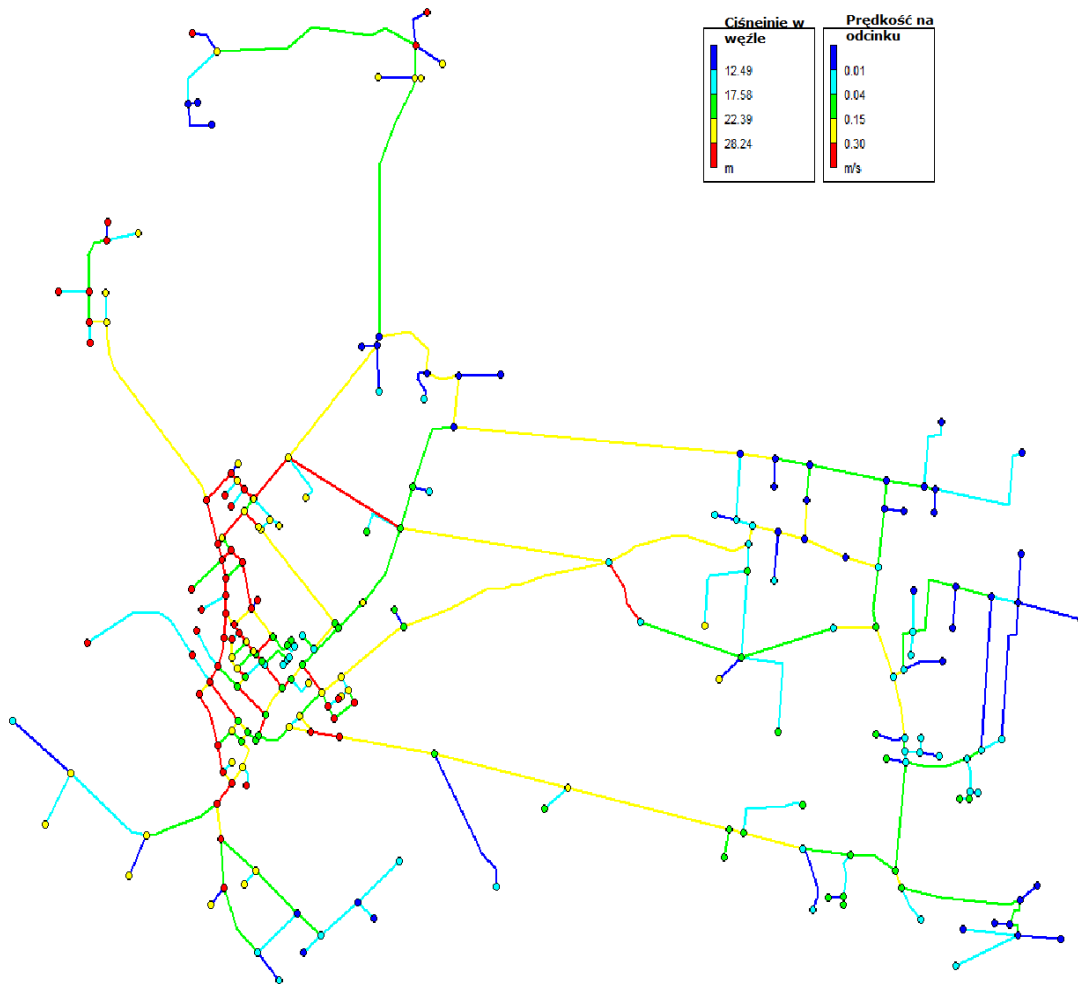
dalece od stanu ustalonego. Natomiast zauważalny jest spadek parametru strat na długości z 8,60 m/km na 7,15 m/km. W związku z tym, średnia wartość tych strat zmniejszyła się o 0,15 m/km. Kierunki przepływu wody w porównaniu do stanu ustalonego uległy zmianie. W obecnej sytuacji, kolonia Porosły jest zasilana głównie odcinkiem 185. Wsie znajdujące się we wschodniej części badanej sieci zasilane są teraz z czterech głównych przewodów zasilających. Natomiast w stanie ustalonym były tylko dwa takie przewody.

Rysunek 3 przedstawia wykres ciśnienia wody wybranych punktów badanej sieci wodociągowej stanu ustalonego. Z rysunku 3 wynika, że ciśnienie w wybranych punktach waha się od 15-67 mH₂O, co daje 1,5-6,5 bar. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury (Dz. U. z 2002 r., Nr 075, poz. 690), ciśnienie wody w budynku, poza hydrantami przeciwpożarowymi nie powinno być mniejsze niż 0,5 bar i nie może przekraczać 6 bar. Ciśnienie w wybranych węzłach jest zapewnione dla czterech wybranych węzłów. W całej sieci znajdują się węzły, w których ciśnienie wody nie będzie wynosiło minimalne 0,5 bar dla maksymalnego rozbioru o godzinie 7:00.

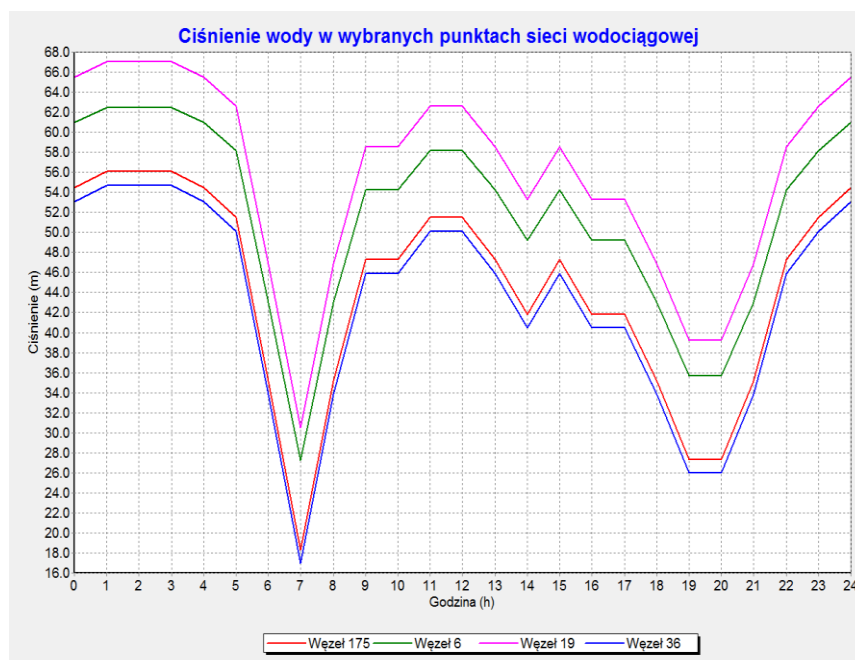


Rys. 1. Zaprojektowane odcinki na sieci wodociągowej, zasilanej z ujęcia numer 1 w Choroszczy

Day 1, 7:00 AM



Rys. 2. Obraz sieci wodociągowej zasilanej z ujęcia numer 1 w Choroszcy w godzinie maksymalnego rozbioru wody dla zaprojektowanych odcinków



Rys. 3. Ciśnienie wody w wybranych węzłach dla stanu ustalonego

7. Wnioski

Modele sieci wodociągowej stanowią gigantyczne źródło informacji o eksploatacji i sterowaniu systemami. Przeprowadzanie komputerowych symulacji, daje możliwość wyszukania jak najlepszego rozwiązania oraz porównania skutków działania każdego z nich. Programy komputerowe nie tylko pomagają w zarządzaniu siecią wodociągową, poprzez ewidencję zdarzeń, takich jak awarie czy nieprzewidziane zdarzenia, ale także pomagają ocenić wpływ danych sytuacji na jakość dystrybucji wody. W wyniku symulacyjnych obliczeń przepływów wody, można ocenić i podjąć stosowne kroki mające na celu zmniejszenie ryzyka w niewłaściwym funkcjonowaniu systemu zaopatrzenia w wodę.

W wyniku przeprowadzonej oceny istniejącego stanu sieci wodociągowej z wykorzystaniem programu EPANET, uzyskano wyniki symulacyjne, na podstawie których określono następujące wnioski:

1. Opracowany model badanej sieci wodociągowej, pozwala na symulację zdarzeń losowych podczas eksploatacji.
2. Zastosowanie dynamiki modelu poprzez jej matematyczny opis ułatwia i umożliwia dokładne przeprowadzenie symulacji w sieciach wodociągowych.
3. Wykorzystywane wyniki analizy komputerowej funkcjonowania sieci wodociągowej zasilanej z ujęcia numer 1 w Choroszczy, dają możliwość minimalizacji skutków podczas zdarzeń losowych (awarii).
4. Analiza stanu sieci wykazała, że w znacznej części przewodów nie jest zachowana minimalna prędkość przepływu wody, to jest 0,5 m/s.
5. Z przeprowadzonych symulacji wynika, że w 25% przewodów sieci wodociągowej prędkości nie przekraczają 0,1 m/s, co świadczy o zahamowaniu przepływu wody.
6. W stanie ustalonym o godzinie 7:00 musi włączyć się rezerwowa pompa, gdyż nie ma zapewnionego ciśnienia w sieci.
7. W godzinach mniejszego zapotrzebowania w wodę należy zmniejszyć wydajność jednej z pomp lub całkowicie ją wyłączyć.
8. Zaprojektowane nowe odcinki poprawią efektywność pracy sieci wodociągowej oraz zapewnią odpowiednie ciśnienie wody w przypadkach wystąpienia awarii.

Literatura

- Boulos P.F., Ormsbee L.E. (1991). Explicit network calibration for multiple loading conditions. *Civil Engineering Systems*, Vol. 91, No. 3 153-160.
- Denczew S. (2006). Podstawy modelowania systemów eksploatacji wodociągów i kanalizacji, teoria i praktyka. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska, Vol. 37. *Polska Akademia Nauk*, Lublin.
- Duzinkiewicz K., Piotrowski R. (2010). Modelowanie i monitorowanie systemów wodnych w środowisku Epanet. *Politechnika Gdańska*.
- Knapik K. (2000). Dynamiczne modele w badaniach sieci wodociągowych. Monografia 279. *Wyd. Politechniki Krakowskiej*, Kraków.
- Rossman L.A. (2000). Epanet 2 Users Manual. *Environmental protection agency*, Cincinnati.
- Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody. (Dz. U. z 2002 r., Nr 8, poz. 70).
- Trębicka A. (2011). Zastosowanie technik informatycznych w pracach dotyczących modelowania i symulacji. *Logistyka*, 3/2011, 20845-20853.
- ZECWiK w Choroszczy (2001). Materiały z danymi dotyczącymi produkcji, sprzedaży w sieci wodociągowej gminy Choroszcz. *Zakład Energetyki Ciepłej Wodociągów i Kanalizacji w Choroszczy*, Choroszcz.

DYNAMISM OF WATER DISTRIBUTION SUBSYSTEM AND MATHEMATIC MODELLING AS A TOOL FOR SUPPORTING THE DESIGN PROCESS

Abstract: The subject of this paper is evaluation of the use of water distribution system based on chosen parameters of water-supply system operation in conditions of decreasing demand for water, particularly in small settlement units. The water supply system of Choroszcz was chosen as an object of the research. The modelling included the parameters such as: the pressure in characteristic points of distribution systems and the speed size of water flow in pipes. The following data was used in modelling: production and use of water of the chosen water system, diagnostics of the existing state, the system efficiency analysis in regard to the changes of water distribution and the analysis of exceptional states (the breakdowns, fire expenses).

Praca realizowana w Politechnice Białostockiej w ramach pracy statutowej o nr S/WBIIS/2/2014