

**ZESZYTY NAUKOWE
UNIWERSYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 144**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 24

ZIELONA GÓRA • 2011

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:

dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw. (*Redaktor Naczelny*)

Redaktorzy tematyczni:

prof. dr hab. inż. Andrzej Jędrczak

dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nadzw.

dr hab. Zofia Sadecka, prof. nadzw.

dr hab. Marlena Piontek, prof. nadzw.

dr hab. Zygmunt Lipnicki, prof. nadzw.

RADA WYDAWNICZA:

dr hab. Krzysztof Urbanowski, prof. UZ (*Przewodniczący*),

mgr Ryszard Błażyński (*Sekretarz*),

Członkowie: prof. zw. dr hab. inż. Marian Adamski; dr Rafał Ciesielski;

dr hab. inż. Michał Drab, prof. UZ; prof. zw. dr hab., Andrzej Maciejew-

ski; dr hab. inż. Maria Fic, prof. UZ; prof. nzw. dr hab. Beata Gabryś;

dr hab. Bohdan Halczak, prof. UZ; prof. zw. dr hab. Janusz Matkowski;

dr hab. inż. Anna Walicka, prof. UZ; dr hab. Zdzisław Wołk, prof. UZ

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISSN 1895-7323

Skład komputerowy: dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw.

SPIS TREŚCI

Zofia Sadecka, Sylwia Myszograj, Monika Suchowska-Kisielewicz – Aspekty prawne przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych	5
Monika Suchowska-Kisielewicz, Sylwia Myszograj – Produkcja biowodoru w procesach biologicznych.....	18
Barbara Walczak, Tomasz Chutko – Koncentracja cynku w glebach, w różnych odległościach od krawędzi jezdni na przykładzie drogi krajowej nr 3 w okolicach Nowego Miasteczka	26
Marta Gawron – Metody symulacji statycznej sieci gazowej	40
Marta Gawron, Katarzyna Przybyła, Zygmunt Lipnicki – Warunki przepływu spalin w kominie a kwasowy punkt rosy.....	48
Róża Fruzińska – Kanalizacja bytowo-gospodarcza na przykładzie miejscowości Jemiołów Część I. Zasady obliczania sieci.....	60
Maria Włodarczyk-Makuła – Trwałe zanieczyszczenia organiczne w aspekcie konwencji sztokholmskiej	70
Ewa Ogiółda, Tomasz Powęski – Obliczenia symulacyjne sieci kanalizacyjnej w dzielnicy Głogowa.....	81
Ewa Ogiółda, Bartosz Dębicki – Straty wody w systemie wodociągowym w Nowej Soli	92
Marta Przewocka – Charakterystyka strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów”	103

**ZOFIA SADECKA, SYLWIA MYSZOGRAJ,
MONIKA SUCHOWSKA-KISIELEWICZ***

ASPEKTY PRAWNE PRZYRODNICZEGO WYKORZYSTANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Streszczenie

Zagospodarowanie osadów ściekowych jest jednym z najważniejszych problemów krajowej gospodarki odpadami. Przyrodnicze wykorzystanie osadów ściekowych w Polsce (obok składowania) jest obecnie najprostszą i najtańszą metodą ich ostatecznego unieszkodliwiania. W artykule przedstawiono ogólne zasady gospodarowania osadami ściekowymi i możliwości ich praktycznego zastosowania na przykładzie oczyszczalni o RLM 2600.

Słowa kluczowe: osady ściekowe, przyrodnicze wykorzystanie, aspekty prawne

WPROWADZENIE

W procesach oczyszczania ścieków w oczyszczalniach powstają odpady, którymi są:

- skratki usuwane na kratkach,
- piasek usuwany w piaskownikach,
- oraz osady ściekowe: wstępne i wtórne odprowadzane kolejno z osadników wstępnych i osadników wtórnych.

Zgodnie z katalogiem odpadów [Dz.U.112 poz. 126], klasyfikowane są one w grupie 19 jako odpady z instalacji i urządzeń służących zagospodarowaniu odpadów z oczyszczalni ścieków oraz z uzdatniania wody pitnej i wody do celów przemysłowych. W grupie – odpady z oczyszczalni ścieków nie ujęte w innych grupach o kodzie 19 08 – skratki mają kod 19 08 01, zawartość piaskowników – 19 08 02, ustabilizowane komunalne osady ściekowe – 19 08 05.

Rodzaj, ilość i jakość tych odpadów zależy od przyjętej technologii oczyszczania ścieków oraz procesów przeróbki osadów zastosowanych w danej oczyszczalni.

Zagospodarowanie osadów ściekowych należy uznać za jeden z najbardziej poważnych do rozwiązania problemów nie tylko w gminnych oczyszczalniach

ścieków, ale także w krajowej gospodarce odpadami. Dane statystyczne GUS wykazują, że w polskich oczyszczalniach w 2009 r. (tab. 1) wytworzono 563,1 tys. ton suchej masy osadów.

Tab. 1. Ilości wytwarzanych i zagospodarowywanych osadów w 2009 r. w Polsce i woj. lubuskim

Tab. 1. The quantities of produced and developed sewage sludge in 2009 in Poland and the Lubuskie province.

Obszar	Osady wytworzone w ciągu roku								
	Ogółem	w tym							
		Stosowane				Składowane		Magazynowane czasowo	Inne
		Do rekultywacji terenów	W rolnictwie	Do uprawy roślin	Przekształcone termicznie	Razem	Na terenie zakładu		
w tys. ton suchej masy									
Osady ogółem									
Polska	908,1	164,7	166,1	24	50,4	181,4	128,6	98,1	223,4
Lubuskie	22,5	4,9	3,2	1,3	2,1	4,8	3,8	0,2	6,0
Osady z komunalnych oczyszczalni ścieków									
Polska	563,1	77,8	123,1	23,5	8,9	81,6	45,4	72,9	175,3
Lubuskie	19,4	4,0	3,2	1,3	-	4,8	3,8	0,2	5,9

Zagospodarowanie osadów przez składowanie wynosiło 14,5%, wykorzystanie osadów do rekultywacji terenów było na poziomie 13,8%, a w rolnictwie wykorzystywano 21,9% osadów. Metody termiczne stanowiły 1,6%, a w zagospodarowaniu osadów dominowały (31,1%) tzw. inne metody. Metody ostatecznego zagospodarowania osadów ściekowych w woj. lubuskim odbiegają od danych krajowych: 25% osadów składowano, 21% wykorzystywano do rekultywacji terenów, 23% osadów wykorzystywano w rolnictwie, w tym 7% pod uprawy roślin. Podobnie jak w kraju, na terenie województwa lubuskiego dominującym sposobem ostatecznego zagospodarowania osadów (30%) są tzw. inne metody.

W perspektywie do 2018 r. podstawowe cele w gospodarce komunalnymi osadami ściekowymi są następujące [KPGO 2010]:

- ograniczenie składowania osadów,
- zwiększenie ilości komunalnych osadów ściekowych przetwarzanych przed wprowadzeniem do środowiska oraz osadów przekształcanych metodami termicznymi,
- maksymalizacja stopnia wykorzystania substancji biogenych zawartych w osadach przy jednoczesnym spełnieniu wszystkich wymogów dotyczących bezpieczeństwa sanitarnego i chemicznego.

Przyrodnicze wykorzystanie osadów ściekowych w Polsce jest obecnie najprostszą i najtańszą metodą ich ostatecznego unieszkodliwiania czyli zdeponowania w środowisku [Sadecka i Myszograj 2011].

PRZEPISY PRAWNE W GOSPODARCE OSADAMI ŚCIEKOWYMI

Szczególne zasady gospodarowania niektórymi rodzajami odpadów zawarte są w Ustawie o odpadach z dnia 27.04.2001 r. (Dz. U. z 2010 r. nr 185, poz. 1243). Rozdz. 5 art. 43.1. powyższej ustawy podaje, że odzysk komunalnych osadów ściekowych polega na ich stosowaniu:

- 1) w rolnictwie, rozumianym jako uprawa wszystkich płodów rolnych wprowadzanych do obrotu handlowego, włączając w to uprawy przeznaczane do produkcji pasz,
- 2) do rekultywacji terenów, w tym gruntów na cele rolne,
- 3) do dostosowania gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu,
- 4) do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu,
- 5) do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz.

Zakazuje się stosowania komunalnych osadów ściekowych:

- na obszarach parków narodowych i rezerwatów przyrody;
- na terenach ochrony pośredniej stref ochronnych ujęć wody, o ile akt prawa miejscowego wydany na podstawie art. 58 ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz. U. z 2005 r. nr 239, poz. 2019, z późn. zm.) nie stanowi inaczej;
- w pasie gruntu o szerokości 50 m bezpośrednio przylegającego do brzegów jezior i cieków;
- na terenach zalewowych, czasowo podtopionych i bagiennych;
- na terenach czasowo zamrzniętych i pokrytych śniegiem;
- na gruntach o dużej przepuszczalności, stanowiących w szczególności piaski luźne i słabogliniaste oraz piaski gliniaste lekkie, jeżeli poziom wód gruntowych znajduje się na głębokości mniejszej niż 1,5 m poniżej powierzchni gruntu;
- na gruntach rolnych o spadku przekraczającym 10%;
- na obszarach ochronnych zbiorników wód śródlądowych, o ile akt prawa miejscowego wydany na podstawie art. 58 ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne, nie stanowi inaczej;
- na terenach objętych pozostałymi formami ochrony przyrody niewymienionymi w pkt 1, jeżeli osady ściekowe zostały wytworzone poza tymi terenami;

- na terenach położonych w odległości mniejszej niż 100 m od ujęcia wody, domu mieszkalnego lub zakładu produkcji żywności;
- na gruntach, na których rosną rośliny sadownicze i warzywa, z wyjątkiem drzew owocowych;
- na gruntach przeznaczonych pod uprawę roślin jagodowych i warzyw, których części jadalne bezpośrednio stykają się z ziemią i są spożywane w stanie surowym – w ciągu 18 miesięcy poprzedzających zbiory i w czasie zbiorów;
- na gruntach wykorzystywanych na pastwiska i łąki;
- na gruntach wykorzystywanych do upraw pod osłonami.

Komunalne osady ściekowe mogą być stosowane, jeżeli są ustabilizowane oraz przygotowane odpowiednio do celu i sposobu ich stosowania, w szczególności przez poddanie ich obróbce biologicznej, chemicznej, termicznej lub innemu procesowi, który obniża podatność komunalnych osadów ściekowych na zagniwanie i eliminuje zagrożenie dla środowiska lub zdrowia ludzi.

Osady ściekowe stosuje się w postaci płynnej, mazistej lub ziemistej. Warunkiem ich stosowania w postaci płynnej jest wprowadzenie do gruntu metodą iniekcji (wstrzykiwania) lub metodą natryskiwania, w tym hydroobsiewu, a w postaci mazistej i ziemistej jest ich równomierne rozprowadzenie na powierzchni gruntu i niezwłoczne z nim zmieszanie.

Odpowiedzialność za prawidłowe zastosowanie osadów ściekowych do w/w celów, spoczywa na wytwórcy tych osadów. Przed stosowaniem osady ściekowe oraz grunty, na których mają one być stosowane, powinny być poddane badaniom. Obowiązek wykonania badań oraz ustalenia dawek osadu, które można stosować na poszczególnych gruntach ciąży na wytwórcach osadów ściekowych.

W szczególnych przypadkach, gdy niemożliwe jest wykorzystanie osadów ściekowych zgodnie z opracowanym planem zagospodarowania konieczne jest ich magazynowanie.

Składowanie i magazynowanie odpadów (Rozdział 7. art. 63) jest możliwe jeżeli:

1. Magazynowanie odpadów może odbywać się na terenie, do którego posiadacz odpadów ma tytuł prawny.
2. Miejsce magazynowania odpadów nie wymaga wyznaczenia w trybie przepisów o zagospodarowaniu przestrzennym.
3. Odpady przeznaczone do odzysku lub unieszkodliwiania, z wyjątkiem składowania, mogą być magazynowane, jeżeli konieczność magazynowania wynika z procesów technologicznych lub organizacyjnych i nie przekracza terminów uzasadnionych zastosowaniem tych procesów, nie dłużej jednak niż przez okres 3 lat.

4. Odpady przeznaczone do składowania mogą być magazynowane jedynie w celu zebrania odpowiedniej ilości tych odpadów do transportu na składowisko odpadów, nie dłużej jednak niż przez okres 1 roku.

WARUNKI WYKORZYSTANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Badania osadów ściekowych metodami referencyjnymi przeprowadza się z częstotliwością zależną od obciążenia oczyszczalni ścieków, wyrażonego liczbą równoważnych mieszkańców (RLM) nie rzadziej niż:

- 1) raz na sześć miesięcy – przy RLM do 10 000;
- 2) raz na cztery miesiące – przy RLM powyżej 10 000 do 100 000;
- 3) raz na dwa miesiące – przy RLM ponad 100 000.

Próbkę osadów ściekowych, przeznaczonych do badań, uzyskuje się przez połączenie i dokładne zmieszanie próbek pobranych w tym samym czasie z różnych miejsc przeznaczonego do badań osadu ściekowego, przy czym liczba tych próbek wynosi co najmniej:

- 1) 10 – przy objętości osadu ściekowego do 50 m³;
- 2) 15 – przy objętości osadu ściekowego powyżej 50 m³ do 100 m³;
- 3) 30 – przy objętości osadu ściekowego powyżej 100 m³.

Badania osadów ściekowych obejmują ustalenie:

- pH;
- zawartości suchej masy – wyrażonej w procentach;
- zawartości substancji organicznej – wyrażonej w procentach s.m.;
- zawartości azotu ogólnego, w tym azotu amonowego - wyrażonej w procentach s.m.;
- zawartości fosforu ogólnego – wyrażonej w procentach s.m.;
- zawartości wapnia i magnezu – wyrażonej w procentach s.m.;
- zawartości metali ciężkich: ołowiu, kadmu, rtęci, niklu, cynku, miedzi i chromu – wyrażonej w mg/kg s.m.;
- obecności bakterii chorobotwórczych z rodzaju *Salmonella* w 100 g osadu;
- liczby żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.*, *Toxocara sp.* w kg s.m.

Badania gruntów, na których mają być stosowane osady ściekowe, obejmują ustalenie:

- pH;
- zawartości metali ciężkich: ołowiu, kadmu, rtęci, niklu, cynku, miedzi i chromu – wyrażonej w mg/kg s.m.

Badania gruntów wykonuje się każdorazowo przed zastosowaniem osadów ściekowych. Próbkę gruntu do badań uzyskuje się przez zmieszanie 25 próbek pobranych w punktach regularnie rozmieszczonych na powierzchni nieprzekraczającej 5 ha, o jednorodnej budowie i jednakowym użytkowaniu. Próbkę pobie-

ra się z głębokości 25 cm albo z maksymalnej możliwej głębokości nie mniejszej niż 10 cm, jeżeli powierzchniowa warstwa gleby jest mniejsza od 25 cm

Według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 13 lipca 2010r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. nr 137, poz. 924), warunki jakie muszą być spełnione przy wykorzystaniu komunalnych osadów ściekowych do uprawy roślin nie przeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz są następujące:

- Zawartość metali ciężkich w osadach nie przekracza ilości podanych w tab. 2.
- Łączna liczba żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.*, *Toxocara sp.* w 1 kg s.m. osadów jest nie większa niż 300.
- Ilość metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu (0-25 cm), na którym te osady mają być stosowane, nie przekracza wartości dopuszczalnych określonych w tabeli 3.
- Ich stosowanie nie powoduje pogorszenia jakości gleby, a w szczególności przekroczenia standardów jej jakości oraz standardów jakości ziemi, określonych w przepisach wydanych na podstawie art. 105 ust. 1 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. - Prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2008 r. Nr 25, poz. 150, z późn. zm.) oraz nie powoduje pogorszenia jakości wód powierzchniowych i podziemnych

Przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych na gruntach dawkę osadu ustala się oddzielnie dla każdej zbadanej objętości osadu ściekowego, na podstawie wyników badań reprezentatywnych próbek. Dopuszczalna dawka osadów ściekowych zależy od rodzaju gruntu, sposobu jego użytkowania, jakości osadu ściekowego i gleby oraz zapotrzebowania roślin na fosfor i azot.

Dopuszczalną dawkę osadów ściekowych ustala się w taki sposób, aby jej zastosowanie na danym gruncie nie spowodowało przekroczenia w wierzchniej warstwie gruntu (0-25 cm) wartości dopuszczalnych ilości metali ciężkich określonych w załącznikach do rozporządzenia (tab. 3).

Tab. 2. Dopuszczalna zawartość metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych (na podstawie załącznika nr 1 do rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych)

Tab. 2 Maximum permissible contents of heavy metals in municipal sewage sludge (based on Annex 1 to Regulation on municipal sewage sludge of the Minister of Environment)

Metale	Ilość metali ciężkich w mg/kg suchej masy osadu nie większa niż : przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych:		
	w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolnicze	rekultywacja terenów na cele nie rolne	Cele pozostałe ^{*)}
Kadm	20	25	50
Miedź	1000	1200	2000
Nikiel	300	400	500
Ołów	750	1000	1500
Cynk	2500	3500	5000
Rtęć	16	20	25
Chrom	500	1000	2500

^{*)} przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nie przeznaczonych do spożycia i produkcji pasz

Tab. 3. Wartości dopuszczalne ilości metali ciężkich w warstwie gruntu (0-25 cm) przy stosowaniu osadów ściekowych do uprawy roślin nie przeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz (na podstawie załącznika nr 3 do rozporządzenia Ministra Środowiska. w sprawie komunalnych osadów ściekowych)

Tab. 3. Limit values of heavy metals in soil (0-25 cm) in the application of sewage sludge to crops not designed for consumption or for animal feed (based on Annex 3 to Regulation on municipal sewage sludge of the Minister of Environment)

Metale	Wartość dopuszczalna ilości metali ciężkich w mg/kg s.m. gruntu nie większa niż:		
	przy gruntach:		
	lekkich	średnich	ciężkich
Kadm	3	4	5
Miedź	50	75	100
Nikiel	30	45	60
Ołów	50	75	100
Cynk	150	220	300
Rtęć	1	1,5	2
Chrom	100	150	200

Dopuszczalne dawki komunalnych osadów ściekowych, które mogą być stosowane w ciągu roku na jednostkę powierzchni gruntu, pod warunkiem przestrzegania dopuszczalnej zawartości metali ciężkich w osadach ściekowych, nie mogą przekraczać:

- Do rekultywacji terenów na cele nierolne oraz przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz - 15 Mg s.m./ha/rok.
- Przy jednokrotnym w ciągu dwóch albo trzech lat stosowaniu komunalnych osadów ściekowych do rekultywacji terenów na cele nierolne oraz przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz dopuszczalna dawka komunalnych osadów ściekowych może być skumulowana i nie może przekraczać odpowiednio 30 Mg s.m./ha/2lata i 45 Mg s.m./ha/3 lata.

CHARAKTERYSTYKA I WYKORZYSTANIE PRZYRODNICZE OSADÓW Z OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW O RLM = 2600

Oczyszczalnia ścieków zlokalizowana jest w woj. lubuskim i zaprojektowana jest na 2600 MR.

W części mechanicznej oczyszczalni ścieki przepływają przez kratę workową, a następnie trafiają do zbiornika retencyjnego. W zbiorniku, w wydzielonej części komory ścieki są wstępnie napowietrzane przy zastosowaniu 6 dyfuzorów grubo pęcherzykowych. Ze zbiornika ścieki są tłoczone do 12 zbiorników z osadem czynnym. Osad nadmierny ze zbiornika magazynowego jest tłoczony do 2 zbiorników stabilizacji tlenowej. Ustabilizowany osad jest zagęszczany w urządzeniu typu Draimad. Worki z odwodnionym osadem zbierane są obecnie w kontenerze, a następnie wywożone na składowisko. W tabeli 4 zestawiono wyniki badań dotyczące zawartości metali ciężkich w osadach ściekowych tej oczyszczalni.

Wyniki badań wykazują spadek zawartości wszystkich analizowanych metali ciężkich w osadach w porównaniu do danych z 2007r. (tab. 4). W zakresie zawartości metali ciężkich oraz stanu sanitarnego, osady z omawianej oczyszczalni ścieków zgodnie z wymaganiami określonymi w *Rozporządzeniu w sprawie komunalnych osadów ściekowych* mogą być stosowane: w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolnicze, rekultywacji terenów na cele

nierolne oraz przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nie przeznaczonych do spożycia i produkcji pasz.

Tab. 4. Ilość metali ciężkich w osadach ściekowych z oczyszczalni ścieków
Tab. 4. The amount of heavy metals in sewage sludge from sewage treatment plants

Metale	Ilość metali ciężkich w mg/kg suchej masy osadu		
	04.2007	06.2007	11.2011
Ołów	17,4	107,0	57,6
Kadm	2,32	9,0	1,9
Rtęć	0,3	0,4	0,0
Nikiel	18,7	5,6	17,5
Cynk	722,0	792,0	267,3
Miedź	165,0	166,0	160,7
Chrom	17,2	53,4	15,8

Teren przeznaczony pod zagospodarowanie osadów to działka o powierzchni 2,1325 ha. Działka obejmuje grunty RV i RVI. Wyniki badań metodami referencyjnymi gruntów, na których mają być stosowane komunalne osady ściekowe przedstawiono w tabeli 5.

Tab. 5. Charakterystyka gruntu pod zagospodarowanie osadów ściekowych z oczyszczalni ścieków o RLM=2600

Tab. 5. Characteristics of soil under development of sludge from sewage treatment plants on PE = 2600

Lp.	wskaźnik	jednostka	wartość
1.	pH	-	5,92
2.	Substancja organiczna	% s.m.	1,6
3.	Metale ciężkie:		
4.	Ołów	mg/kg s.m.	17,48
5.	Kadm		<0,01
6.	Rtęć		-
7.	Nikiel		3,09
8.	Cynk		21,81
9.	Miedź		1,62
10.	Chrom		5,37

Na podstawie przyjętej ilości produkowanych osadów ściekowych 40m³/m-c wyznaczono roczną objętość uwodnionych ustabilizowanych tlenowo osadów na poziomie 480 m³/rok. Po modernizacji oczyszczalni i zastosowaniu nowo-

czesnego systemu odwadniania oraz przy założeniu uwodnienia osadów $w=85\%$ objętość osadów wyniesie $32 \text{ m}^3/\text{rok}$.

Po higienizacji dawką wapna $0,15 \text{ kgCaO /kg s.m. osadów}$ ostateczna masa osadów wyniesie $5,64 \text{ Mg s.m./rok}$.

Uwzględniając dane dotyczące zawartości metali ciężkich w osadach ściekowych (tab. 4) wyznaczone ilości metali ciężkich w rocznej produkcji osadów wyniosą:

Ołów	325,0 g/rok
Kadm	11,0 g/rok
Rtęć	0,0 g/rok
Nikiel	99,0 g/rok
Cynk	1507,0 g/rok
Miedź	906,0 g/rok
Chrom	89,0 g/rok.

Uwzględniając:

- dopuszczalne stężenia metali ciężkich w warstwie gruntu (0-25 cm) przy stosowaniu osadów ściekowych do uprawy roślin nie przeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz (na podstawie załącznika nr 3 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych) dla gruntów lekkich (tabela 3);
- zawartość metali ciężkich w gruncie działki (tabela 5);
- dopuszczalną zawartość metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych (na podstawie załącznika nr 1 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych) (tabela 2);
- dopuszczalną dawkę komunalnych osadów ściekowych, które mogą być stosowane w ciągu roku na jednostkę powierzchni gruntu, pod warunkiem przestrzegania dopuszczalnej zawartości metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych określonej w załączniku nr 1 do rozporządzenia, która nie może przekroczyć **15 Mg s.m./ha/rok**. do rekultywacji terenów na cele nierolne oraz przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz;

ustalono, że:

- maksymalne dawki metali ciężkich możliwe do wprowadzenia do gruntu wyniosą:

Ołów	32,5 g/Mg s.m. gruntu
Kadm	3,0 g/Mg s.m. gruntu
Rtęć	1,0 g/Mg s.m. gruntu

Nikiel	27,0 g/Mg s.m. gruntu
Cynk	128,0 g/Mg s.m. gruntu
Miedź	48,0 g/Mg s.m. gruntu
Chrom	95,0 g/Mg s.m. gruntu;

W opisywanym przypadku żaden z metali ciężkich nie ogranicza wykorzystania osadów ściekowych do rekultywacji terenów na cele nierolne, ponieważ nie wystąpią przekroczenia dopuszczalnych zawartości metali w gruncie. Na wybranym terenie można deponować osady ściekowe z oczyszczalni w dawce do 15 Mg s.m./ha/rok. Częstotliwość wywozu osadów z oczyszczalni na działkę uzależniona jest od możliwości magazynowania osadów na terenie oczyszczalni. Wywóz ustabilizowanych, odwodnionych i zhigienizowanych osadów może być realizowany 2 razy w roku z uwzględnieniem konieczności badań osadów raz na sześć miesięcy dla oczyszczalni obsługującej do 10000 RLM (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 13 lipca 2010r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych - § 5.1. p.2, art.1).

PODSUMOWANIE

Osady ściekowe są grupą odpadów, w stosunku do której opracowano przepisy określające szczegółowe zasady postępowania w związku z ich przeróbką, unieszkodliwianiem i zagospodarowaniem. *Ustawa o odpadach* oraz *Rozporządzenie w sprawie komunalnych osadów ściekowych* wskazują na możliwości i ograniczenia ich wykorzystania. Zakaz stosowania osadów ściekowych dotyczy przede wszystkim terenów objętych różnymi formami ochrony przyrody, terenów na których osady mogłyby wpływać na jakość wód gruntowych, gruntów przeznaczonych do produkcji roślin spożywanych przez człowieka i zwierzęta.

Osady ściekowe mogą być efektywnie stosowane w rekultywacji gruntów bezglebowych i gleb zdegradowanych, w nawożeniu, m.in. plantacji roślin energetycznych, roślinnego utrwalania gruntów bezglebowych narażonych na erozję wodną lub powietrzną, itp. Stosowanie osadów ściekowych pozwala na ograniczenie zużycia nawozów mineralnych, których efekty ekologiczne są znacznie mniej korzystne od nawozów organicznych [Siuta i Wasiak 2001].

Wykorzystanie glebotwórczego i nawozowego potencjału osadów ściekowych jest obecnie bardzo uzasadnione [Siuta 2000]. Jest to najprostszy i najtańszy sposób zagospodarowania osadów ściekowych. Podstawowym warunkiem jest spełnienie wymagań w zakresie zawartości metali ciężkich w osadach ściekowych i gruntach przeznaczonych do deponowania osadów. Integralne znaczenie ma również stan sanitarny osadów ściekowych. Jak wskazują dane literaturowe w przypadku ustabilizowanych i higienizowanych osadów ściekowych

z komunalnych oczyszczalni ścieków ograniczenia te występują niezwykle rzadko [Sadecka i Myszograj 2010].

Przedstawiony przykład małej oczyszczalni ścieków wykazuje, że zawartość metali ciężkich oraz stan sanitarny osadów nie ograniczają możliwości wykorzystania osadów ściekowych do rekultywacji terenów na cele nierolne oraz przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz. W przypadku tej oczyszczalni ograniczeniem jest dawka do 15 Mg s.m./ha/rok podana w § 3.1 pkt.5 art.2 rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych.

LITERATURA

1. SADECKA Z., MYSZOGRAJ S., *Realizacja Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków na przykładzie wybranych gmin*. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego - Inżynieria Środowiska, Nr 141 (21), 16-27, 2011
2. SADECKA Z., MYSZOGRAJ S., *Gospodarka ściekowo-osadowa w gminie wiejskiej*. Forum eksploatatora, Nr 3, 56-58, 2010
3. SIUTA J., *Sposoby i obiekty przyrodniczego użytkowania osadów ściekowych*. Przegląd Komunalny, dodatek branżowy – Kierunki zagospodarowania osadów ściekowych, Nr 1, 9-10, 2000
4. SIUTA J. WASIAK G., *Zasady wykorzystania osadów na cele nieprzemysłowe (przyrodnicze)*. Inżynieria ekologiczna, Nr 3, 13-4, 2001
5. *Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych*, Ministerstwo Ochrony Środowiska, 2005, aktualizacja 2010
6. *Rocznik Ochrona Środowiska*, GUS 2010
7. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2011 roku w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. Nr 137. poz. 924).
8. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz.U.112 poz. 126)
9. Uchwała Rady Ministrów z 24 grudnia 2010 r. w sprawie „Krajowego Planu Gospodarki Odpadami 2014”. Monitor Polski. Nr 101, poz. 1183
10. Ustawa o odpadach z dnia 27 kwietnia 2001 r. (Dz.U. 2001 Nr 62 poz. 628)

LEGAL ASPECTS OF THE SEWAGE SLUDGE NATURAL USE

S u m m a r y

Development of sewage sludge is one of the most important problems of the national waste management. Natural use of sewage sludge in Poland (next to the landfill) is currently the simplest and cheapest way to their final disposal. The article presents the general principles of sludge development and the possibility of practical application it on the example of waste water treatment plant on PE = 2600.

Key words: sewage sludge, natural utilization, legal aspects

**MONIKA SUCHOWSKA-KISIELEWICZ,
SYLWIA MYSZOGRAJ***

**PRODUKCJA BIOWODORU
W PROCESACH BIOLOGICZNYCH**

Streszczenie

Badania prowadzone w ciągu dwóch ostatnich dziesięcioleci dają obiecującą perspektywę produkcji biowodoru. Jednak z punktu widzenia ekonomii procesu jego wydajność musi być znacząco zwiększona. Celem badań powinno być poszukiwanie nowych metod umożliwiających odzysk wodoru z substratów organicznych na jak najwyższym poziomie. Produkcja biowodoru na drodze fermentacji jest wskazywana najczęściej, jako najbardziej efektywna metoda jego pozyskiwania.

Słowa kluczowe: produkcja biowodoru, fermentacja, biofotoliza, fotosynteza anoksygenowa

WPROWADZENIE

W ostatniej dekadzie rozważano możliwość wykorzystania wodoru jako źródła energii bezpiecznej dla środowiska. Wodór magazynuje dużą ilość energii chemicznej w przeliczeniu na jednostkę masy (142 MJ/kg), którą można uwolnić, bez emisji ubocznych produktów spalania do atmosfery. Duże zainteresowanie pozyskiwaniem energii z wodoru związane jest przede wszystkim z [Tenca i in. 2011, Wei i in. 2009]:

- zmniejszeniem wykorzystywania paliw kopalnianych, jako podstawowego źródła energii oraz emisji gazów cieplarnianych,
- zwiększeniem udziału surowców odnawialnych w ogólnym bilansie surowcowym – zwiększenie bezpieczeństwa energetycznego,
- brakiem niekorzystnych produktów spalania (ostatecznym produktem spalania jest woda),
- wykorzystywaniem biopaliw zgodnie z polityką zrównoważonego rozwoju,
- wysoką efektywnością biokonwersji wodoru w ogniwach paliwowych (na poziomie 45-60%),

- przetwarzaniem odpadów organicznych do produktu mniej uciążliwego dla środowiska,
- stosowaniem recyklingu ekologicznego.

Obecnie jest wiele metod stosowanych do produkcji biowodoru, które różnią się efektywnością i energochłonnością.

Pozyskiwanie biowodoru na drodze biologicznej w porównaniu z innymi metodami jest najbardziej uzasadnione ekonomicznie. Stąd, wielu naukowców prowadzi intensywnie badania nad pozyskiwaniem wodoru przy wykorzystaniu metabolicznych szlaków mikroorganizmów.

Podstawowym wyzwaniem związanym z pozyskiwaniem wodoru na drodze biologicznej jest zwiększenie efektywności tych przemian. Produkcja biowodoru w wyniku procesów biochemicznych w istniejących rozwiązaniach technicznych umożliwia odzysk biowodoru na poziomie około 30% [Show i in. 2011]. Z punktu widzenia opłacalności procesu efektywność ta musi być znacząco zwiększona. Jest to możliwe dzięki przetworzeniu substratów wykorzystywanych do produkcji biowodoru do postaci łatwo-przyswajalnej przez mikroorganizmy biorące udział w procesie.

Obecnie badania produkcji wodoru na drodze biologicznej obejmują procesy: biofotolizy wody przy udziale glonów i cyjanobakterii, fotorozkładu materii organicznej przy użyciu bakterii fotosyntezujących (fotosynteza anoksygenowa) i beztlenowej fermentacji. Procesy te stosowane są najczęściej w układach: fermentacja kwaśna + fotosynteza anoksygenowa i fermentacja kwaśna + fermentacja mezofilowa [Show i in. 2011].

Produkcję wodoru przy udziale mikroorganizmów można podzielić na dwie kategorie: na produkcję biowodoru przy udziale mikroorganizmów, które do przemian metabolicznych wykorzystują energię świetlną (fotoliza i fotosynteza anoksygenowa) oraz energię chemiczną (fermentacja mezo- i termofilowa).

BIOFOTOLIZA

Biofotoliza jest procesem, w którym produkcja biowodoru przebiega przy współudziale glonów i cyjanobakterii. Polega on na rozkładzie wody na wodór i tlen zgodnie z reakcją [Sikora 2008]:



Podczas produkcji biowodoru na drodze biofotolizy wymaga jest odpowiednia ilości światła, które pochłaniane jest przez transbłonkowy kompleks polipeptydów (fotosystem II) katalizujący transport pobranych z wody elektronów. Elektrony pobierane z wody przenoszone są do plastochinolu, następnie za pośrednictwem cytochromu *bf* do plastocyjaniny i dalej przez inny transbłonkowy

kompleks polipeptydów (fotosystem I) do ferredoksyny. Po zredukowaniu ferrodoksyny elektrony odbierane są przez hydrogenazę – enzym białkowy, który po redukcji protonów uwalnia wodór [Show i in. 2011, Sikora 2008, Turner i in. 2008].

Czynnikiem inhibitującym hydrogenazę jest tlen powstający podczas rozkładu wody [Kapdan i in. 2006].

W celu zwiększenia efektywności produkcji biowodoru w wyniku biofotolizy należy rozwiązać problemy związane z:

- zapewnieniem odpowiedniej powierzchni reaktorów gwarantującej wystarczający dostęp światła,
- ograniczeniem inhibitacyjnego wpływu tlenu na hydrogenazę,
- stworzeniem warunków do ciągłej produkcji wodoru w warunkach tlenowych,
- wyselekcjonowaniem odpowiedniej grupy glonów i bakterii mniej wrażliwych na obecność tlenu w reaktorze.

FOTOSYNTeza BAKTERYJNA

W odróżnieniu od produkcji biowodoru na drodze fotolizy bezpośredniej i/lub pośredniej produkującej biowodór z wody, fotosynteza bakteryjna umożliwia produkcję biowodoru z substancji organicznych. Proces ten jest atrakcyjny szczególnie z powodu możliwości pozyskiwania biowodoru bez konieczności dostarczania dużej ilości światła oraz przy wykorzystaniu różnych substratów organicznych i grup mikroorganizmów [Show i in. 2011].

Najczęściej do produkcji biowodoru wykorzystuje się bakterie purpurowe, które wytwarzają wodór na drodze fotosyntezy anoksygenowej.

Fotosyntetyczne bakterie purpurowe wykorzystują, jako donor elektronów proste kwasy organiczne wytwarzane w warunkach beztlenowych z substratów organicznych [Akkerman i in. 2003]. Elektrony wyodrębnione z substratów organicznych transportowane są przez kompleks cytochromu bc_1 . Pozyskiwanie energii u tych bakterii odbywa się w wyniku cyklicznej fosforylacji, podczas której energia świetlna zamienia się na energię wzbudzenia wysokopotencjałowych przenośników elektronów, a następnie wykorzystywana jest do pompowania protonów z udziałem kompleksu cytochromianu bc_1 . Podczas tego procesu na każdy elektron dwa protony transportowane są do przestrzeni peryplazmatycznej umożliwiającą wytworzenie wystarczającej siły protonomotorycznej do syntezy ATP [Stryer 2003]. Nadwyżka wytworzonej energii wykorzystywana jest do transportu elektronów na ferrodoksynę, z której elektrony po jej redukcji przenoszone są do hydrogenazy, gdzie następuje uwolnienie wodoru [Akkerman i in. 2003].

FERMENTACJA

Produkcja biowodoru na drodze fermentacji jest najczęściej wskazywana, jako najbardziej efektywna metoda jego pozyskiwania. Charakteryzuje się ona wysokim współczynnikiem produkcji biowodoru przy jednocześnie niskich kosztach oraz możliwością wykorzystywania szerokiego spektrum substratów organicznych zawartych w odpadach oraz ściekach [Prakasham i in. 2009]. W fermentacji największą rolę odgrywają bakterie beztlenowe, ale glony mogą być również wykorzystywane szczególnie w warunkach dużej dostępności łatwo-rozkładalnych węglowodorów [Kapdan i Kargai 2006].

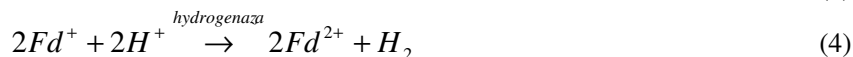
Biowodór podczas fermentacji produkowany jest w obecności specyficznych koenzymów przy wykorzystaniu dwóch ścieżek:

- w wyniku rozkładu kwasów organicznych – równanie (2):



oraz

- podczas utlenienia dinukleotydu nikotynamidoadeninowego (NADH) – równania (3) i (4) (Show i in., 2011):



Produkcja biowodoru w wyniku fermentacji jest możliwa pod warunkiem zatrzymania procesu fermentacji metanowej na etapie fazy kwaśnej poprzez celowe zahamowanie rozwoju bakterii metanowych. Do najczęstszych metod umożliwiających inhibicję metanogenów zalicza się: wstępne termiczne przetworzenie substratów, utrzymanie pH środowiska na odpowiednio niskim poziomie (5,0-6,0) oraz stosowanie krótkich czasów retencji (8-12 h) [Jędrzejewska-Cicińska i Kozak 2007].

Biowodór podczas fermentacji kwaśnej może być produkowany zarówno w warunkach fermentacji mezofilowej jak i termofilowej [Tenca i in. 2011]. Substratem do fermentacji mogą być wszystkie odpady organiczne bogate w węglowodany. Najczęściej stosowanymi substratami są odpady z przemysłu spożywczego. Zakres produkcji biowodoru z takich odpadów waha się od 5 do 150 ml/g s.m. zależnie od podatności na rozkład biologiczny i złożoność substratów [Li i in. 2008, Shin i Youn 2005].

Równie atrakcyjnym źródłem biowodoru są ścieki z przemysłu spożywczego charakteryzujące się wysokimi ładunkami węglowodanów łatwo-rozkładalnych na drodze biologicznej [Jędrzejewska-Cicińska i in. 2007]. Z jednego kilograma

węglowodanów (1,06 kg ChZT) można uzyskać około 4,41 kWh energii oraz 0,5 dm³ etanolu, 1,2 m³ gazowego wodoru, 0,36 m³ gazowego metanu lub 0,5 m³ biogazu. Pozwala to uzyskać średnio około 1 kWh użytecznej energii [Rabey i in. 2005].

Również ligninocelulozy są ważnym substratem w produkcji biowodoru [Wei i in. 2010].

Spośród cukrów prostych szeroko przebadanych przez naukowców najwyższą produkcję biowodoru uzyskiwano dla sacharozy (przy udziale *Enterobacter cloacae* otrzymując 6 moli H₂/mol substratu oraz z kultur mieszanych 8 moli H₂/mol substratu) i z celobiozy – 5,4 moli H₂/mol substratu [Kumar i Das 2000]. Zbliżoną do tych wartości produkcję biowodoru ustalono również dla skrobi i celulozy. Rozkład glukozy, l-arabinozy, fruktozy, maltozy, d-ksylozy, dekstrozy charakteryzował się znacznie mniejszymi zakresami produkcji biowodoru z przedziału 0,5-3,8 moli H₂/mol s.m. [Burczyk 2009].

O efektywności produkcji biowodoru na drodze fermentacji kwaśnej decydują stabilne warunki rozkładu zależne od szeregu czynników biochemicznych oraz warunków operacyjnych prowadzenia procesu. Do istotnych czynników inhibitujących lub spowalniających przebieg fermentacji kwaśnej zaliczamy wysokie stężenia niezdysoncjowanych LKT produkowanych w dużych ilościach podczas fermentacji kwaśnej z łatwo-rozkładalnych substancji organicznej. Wysokie ich stężenia wpływają na wyczerpywanie pojemności buforowej powodując obniżenie wartości pH, która ma duże znaczenie w efektywności przemian biochemicznych prowadzonych przez bakterie produkujące biowodór [Tenca 2011]. Zgodnie z danymi literaturowymi [Wu i in. 2010, Sikora 2008] optymalne wartości pH gwarantujące wysoką efektywność produkcji biowodoru powinny mieścić się w zakresie od 5 do 6. Wartości pH poniżej 4,5 prowadzą do niskiej aktywności enzymu hydrogenazy [Van Ginkel i in. 2001] powodując, że metabolizm mikroorganizmów przebiega innymi drogami biochemicznymi. Natomiast pH w zakresie neutralnym i słabo zasadowym prowadzi do szybkiego rozwoju bakterii metanowych, które zużywają wodór na drodze procesów biochemicznych. Utrzymywanie stałych zakresów pH jest jednym z czynników gwarantujących poprawny przebieg produkcji biowodoru.

Optymalne zakresy pH można utrzymać dodając egzogenne kwasy i zasady do reaktorów, jednakże sterowanie procesem tym sposobem jest trudne i nieefektywne. Stąd, należy szukać nowych rozwiązań technologicznych wpływających na poprawę właściwości buforowych środowiska procesu. Zgodnie z doniesieniami literaturowymi, odchody zwierzęce są cennym źródłem zasadowości i substancji odżywczych, a ich wspólne fermentowanie z odpadami przeznaczonymi do produkcji biowodoru w znaczny sposób poprawia ten proces, dzięki uniknięciu nadmiernych wahań pH [Tenca i in. 2011].

WYZWANIA I PERSPEKTYWY

Badania prowadzone w ciągu dwóch ostatnich dziesięcioleci dają obiecującą perspektywę w produkcji biowodoru. Istotnie poprawiono wydajność i szybkość produkcji biowodoru podczas beztlenowej fermentacji. Jednakże, z punktu widzenia ekonomii procesu jego wydajność musi być znacząco zwiększona. Celem badań powinno być poszukiwanie nowych metod umożliwiających odzysk wodoru z substratów organicznych na jak najwyższym poziomie.

Dużym problemem w produkcji biowodoru na skalę przemysłową jest zapewnienie ciągłości w dostawie substratów do reaktorów.

Biorąc to pod uwagę z dużym prawdopodobieństwem odpady zielone będą w coraz większym zakresie wykorzystywane jako jeden z ważniejszych substratów w tym procesie. Jest to substrat bardzo atrakcyjny z punktu widzenia korzyści środowiskowych i ekonomicznych wynikających z ich wykorzystywania. Szczególnie istotny jest fakt, że korzystanie z odpadów zielonych jako źródła energii odnawialnej nie narusza, w odróżnieniu od skrobi, naturalnych zasobów żywnościowych świata, z tego względu, że zawarte w nich węglowodany nie są wykorzystywane jako pożywienie dla ludzi [Buczek 2009].

Zawarte w odpadach zielonych ligninocelulozy w zasadzie składają się z 35-45% z celulozy (polimer glukozy), 25-40% hemicelulozy (główne składniki to heteropolimer z heksozy i pentozy z ksylozy) i 20-35% ligniny. Składniki te wchodzi w skład złożonych związków chemicznych, trudno-rozkładalnych na drodze biologicznej. Dopiero rozkład ich do związków łatwo-przyswajalnych pozwala na osiągnięcie wysokiej efektywności produkcji biowodoru. Wymaga to wstępnego przetworzenia ligninoceluloz przed fermentacją oraz zapewnienia optymalnych warunków do rozwoju mikroorganizmów biorących udział w procesie. Ustalenie efektywnej metody przygotowywania substratów przed procesem pozyskiwania wodoru jest bardzo ważnym i obecnie będącym w fazie poszukiwań zagadnieniem.

Produkcja biowodoru na drodze fermentacji jest ekonomicznie uzasadniona, gdy odzysk energetyczny z substratów będzie wynosić około 60-80%. W praktyce odzysk biowodoru jest na poziomie około 15-30%. W celu poprawy warunków ekonomicznych procesu pozostały po procesie odzysku biowodoru substrat organiczny, powinien być rozłożony na drodze innych procesów biologicznych [Prakasham i in. 2009]. Przyszłościowym rozwiązaniem może być odzysk pozostałej energii z substratu organicznego w mikrobiologicznych ogniwach paliwowych, w których substancje organiczne są utleniane w obecności bakterii, jako katalizatorów rozkładu [Buczek 2009].

LITERATURA

1. Akkerman I., Janssen M., Rocha J.M.S., Reith J.H., Wijffels R.H., *Photobiological hydrogen production: photochemical efficiency and bioreactor design*. In: Show K., Lee D., Chang J., *Bioreactor and process design for biohydrogen production*. Bioresources Technology, 102, 8524-8533, 2011
2. Burczyk B., *Biorafinerie ile w nich chemii*, Wiadomości chemiczne, 63, 9-10, 2009
3. Jędrzejewska-Cicińska M., Kozak K., *Produkcja bioenergii ze ścieków z przemysłu spożywczego*. Polityka Energetyczna Tom 10, Zeszyt 1, 1429-6675, 2007
4. Kapdan I.K., Kargi F., *Bio-hydrogen production from waste materiale*. Enzym. Microbial Technology, 38, 569-582, 2006
5. Kumar N., Das D., *Continuous hydrogen production by immobilized Enterobacter cloacae II T-BT 08 using lignocellulosic materials as solid materials*. Process Biochemistry, 35, 589, 2000
6. Li M., Guo Q., Qian X., Niu D., *Bio-hydrogen production from food waste and sewage sludge in the presence of aged refuse excavated from refuse landfill*. Renewable Energy 33, 2573-2579, 2008
7. Prakasham R., Brahmaiah P., Sathish T., Sambasiva Rao K., *Fermentative biohydrogen production by mixed anaerobic consortia: Impact of glucose to xylose ratio*. International Journal of Hydrogen Energy 34, 9354-9361, 2009
8. RABEY K., VERSTRAETE W., *Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generation*. Trends in Biotechnology 23/6, 291-298, 2005
9. Show K., Lee D., Chang J., *Bioreactor and process design for biohydrogen production*. Bioresources Technology, 102, 8524-8533, 2011
10. Shin H., Youn H., *Conversion of food waste into hydrogen by thermophilic acidogenesis*. Biodegradation, 16, 33-44, 2005
11. Sikora A., *Produkcja wodoru w procesach prowadzonych przez drobnoustroje*. Postępy Mikrobiologii, 47, 465-482, 2008
12. Stryer L., *Biochemia*. Wydawnictwo naukowe PWN, 2003
13. Tenca A., Schievano A., Perazzolo F., Adani F., Oberti R., *Biohydrogen from thermophilic co-fermentation of swine manure with fruit and vegetable waste: Maximizing stable production without pH control*. Bioresources Technology 102, 8582-8588, 2011
14. Turner J.: Sverdrup G., Mann M.K., Maness P.C., Kroposki B., Ghirardi M., Evans R.J., Blace D., *Renewable hydrogen production*. International Journal of Energy Research 32, 379-407, 2008
15. Wei J.: Liu Z., Zhang X., *Biohydrogen production from starch wastewater and application in fuel cell*. Science Direct 35, 2949-2952, 2010

16. WU X., YAO W., ZHU J., *Effect of pH on continuous biohydrogen production from liquid swine manure with glucose supplement using an anaerobic sequencing batch reactor*. Journal of Hydrogen Energy 35, 6592-6599, 2010.
17. VAN GINKEL S., SUNG S., LAY J.J., *Biohydrogen production as a function of pH and substrate concentration*. Environmental Science and Technology 35, 4726-4730, 2001

PRODUCTION OF BIOHYDROGEN IN BIOLOGICAL PROCESSES

S u m m a r y

Studies carried out over the past two decades, gives a promising perspective biohydrogen production. However in terms of economy process its efficiency must be significantly increased. A current research goal should be to find new methods of recovery of hydrogen from organic substrates at the highest level. Biohydrogen production by fermentation is the most frequently indicated as the most effective method.

Key words: biohydrogen production, fermentation, biophotolysis, photosynthesis

BARBARA WALCZAK, TOMASZ CHUTKO*

**KONCENTRACJA CYNKU W GLEBACH, W RÓŻNYCH
ODLEGŁOŚCIACH OD KRAWĘDZI JEZDNI
NA PRZYKŁADZIE DROGI KRAJOWEJ NR 3
W OKOLICACH NOWEGO MIASTECZKA**

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki zawartości cynku form zblizonych do ogólnych oraz potencjalnie dostępnych dla roślin w różnych odległościach od krawędzi jezdni przy drodze krajowej nr 3 w okolicy Nowego Miasteczka. Celem pracy było określenie zawartości cynku w glebie oraz ocena ilości w odniesieniu do obowiązujących norm.

Słowa kluczowe: gleba, cynk, obszary przydrożne

WSTĘP

Wraz z rozwojem cywilizacji, zwiększeniem ilości pojazdów oraz rozwojem dróg wraz z infrastrukturą pojawiają się pytania czy gleba, którą w większości wykorzystuje się rolniczo położona w pobliżu dróg nadaje się jeszcze do uprawy i czy ilość metali w niej przekracza dopuszczalne normy.

Na przestrzeni ostatnich lat, na świecie jak i w Polsce, ciągle wzrasta liczba pojazdów biorących udział w ruchu ulicznym, jest to głównym czynnikiem wpływającym na wzrost intensywności używania środków transportu. Na świecie na przestrzeni lat 1996-2004 nastąpił wzrost liczby zarejestrowanych aut z 670 mln do 790 mln, na podstawie prognoz i przewidywań szacuje się, że do roku 2020 liczba ta osiągnie poziom 1,2mld. W Polsce, w latach 1995-2006 nastąpił gwałtowny wzrost liczby aut (o 61%) osiągając liczbę 18mln, w tym 74,2% stanowią pojazdy osobowe, 13,3% to pojazdy ciężarowe i ciągniki siodłowe, 4,3% - motocykle, 0,5% - autobusy. Stąd poziomy stężenie szkodliwych związków (zanieczyszczeń) w powietrzu atmosferycznym wielokrotnie przekraczają normatywnie przyjęte wartości określone przez przepisy Unii Europej-

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

skiej oraz Światowej Organizacji Zdrowia. Niespełna 30% mieszkańców kontynentu europejskiego jest narażona na działania przekroczonych dopuszczalnych stężeń tlenków azotu i ozonu [Brzozowska i in. 2009].

Gleby zanieczyszczone poprzez transport drogowy charakteryzują się sporym zróżnicowaniem. Stopień zanieczyszczenia danej gleby poprzez metale ciężkie zależy od wielu czynników: danych właściwości gruntu, rzeźby terenu, siły i kierunku wiatru, natężeniem procesów erozyjnym oraz wieloma innymi, między innymi istotnymi procesami [Greinert 1998].

PRZEDSTAWIENIE OBIEKTU BADAŃ

Teren na którym został przeprowadzony pobór gleby położony jest w województwie lubuskim, w powiecie nowosolskim, oddalony jest ok. 4 km od miejscowości Nowe Miasteczko w kierunku południowo-wschodnim (trasa na Wrocław). Badany obszar zlokalizowany jest przy drodze krajowej nr 3 będącej częścią trasy europejskiej E65.

Droga E65 jest ważnym szlakiem komunikacyjnym łączącym północ i południe Europy. Rozciąga się od miasta Malmo położonego w Szwecji aż do Grecji a dokładniej miasta Chania. Dzięki wykorzystaniu portu w Świnoujściu oraz połączeń promowych pomiędzy Polską a Szwecją trasa E65 stała się jedną z ważniejszych tras transportu ładunków samochodami ciężarowymi z Europy Północnej do południowej.

Całkowita długość drogi wynosi 3950 km. Trasa Przebiega przez takie kraje jak: Szwecja, Polska, Czechy, Słowacja, Węgry, Chorwacja, Bośnia i Hercegowina, Czarnogóra, Kosowo, Macedonia i Grecja.

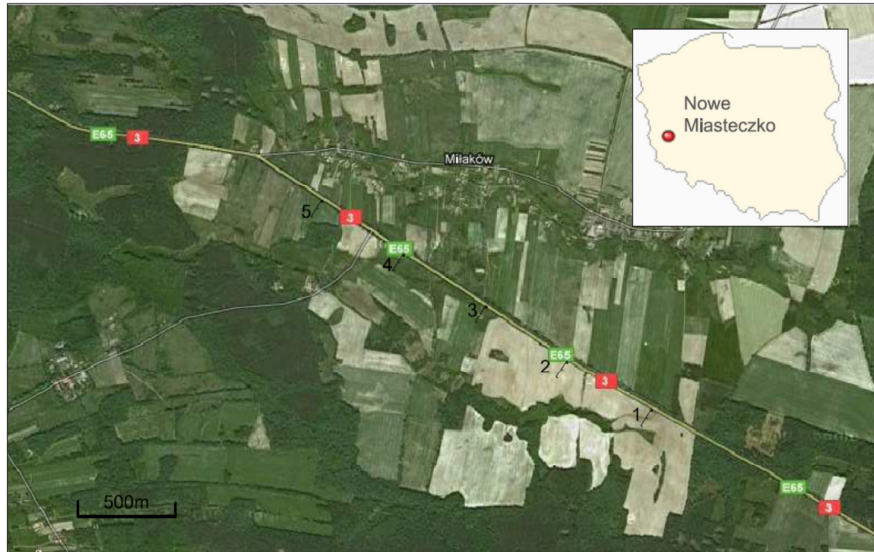
Dzięki swojemu położeniu i randze droga przy której zostały pobrane próby glebowe charakteryzuje się dość dużym natężeniem ruchu. W celu dokładnego rozeznania ilości samochodów poruszających się przy badanym obszarze zostały wykonane pomiary ilości aut poruszających się przy trasie. Wyniki pomiarów przedstawiono w tab. 1.

Tab. 1. Natężenia ruchu przy drodze ekspresowej S3

Tab. 1. Traffic on the expressway S3

Data	Godzina pomiaru	Ilość aut	
		osobowych	ciężarowych
21.03.2011	17-18	552	160
25.03.2011	13-14	668	216

Na rysunku 1 został przedstawiony obszar badany i jego lokalizacja na tle konturu Polski. Numery 1, 2, 3, 4, 5 przedstawiają rzędy, z których pobierano gleby. Dokładne rozmieszczenie punktów wraz z naniesionymi odległościami i nazwami zostało przedstawione na rys. 1.



Rys. 1. Lokalizacja miejsca poboru prób [<http://mapy.google.pl/>]
Fig. 1. Location of the sampling [<http://mapy.google.pl/>]

Obszar z którego pobierano próbki jest przeznaczony pod użytkowanie rolnicze. Charakteryzuje się płaską rzeźbą terenu pozbawioną większych spadków czy jakichkolwiek zagłębień. Nie porasta go żadna roślinność drzewiasta ani krzaczasta z wyjątkiem pasa drzew wzdłuż jezdni. Dokładny wygląd można zaobserwować na fot. 1 i 2.



Fot. 1. Miejsce poboru próbek oraz fragment drogi
Phot. 1. Sampling location and a part of the road



Fot. 2. Miejsce poboru próbek
Phot. 2 Sampling location

Najbliższą miejscowością jest Nowe Miasteczko, jest ono oddalone od badanego rejonu o ok. 4 km. Jest to niewielkie miasto o powierzchni 3,29 km² oraz liczbie ludności wynoszącej 2825 osób.

Przemysł jest słabo rozwinięty w mieście i gminie Nowe Miasteczko. Na przestrzeni lat liczba firm zarejestrowanych wahała się w okolicy 250 z czego większość (97,7%) tworzyły podmioty prywatne.

Do największych zakładów przemysłowych i pracodawców na terenie gminy można zaliczyć:

- Fabrykę Mebli powstałą przed II wojną światową,
- Zakłady produkujące ozdoby ogrodowe – „Krasnale”.

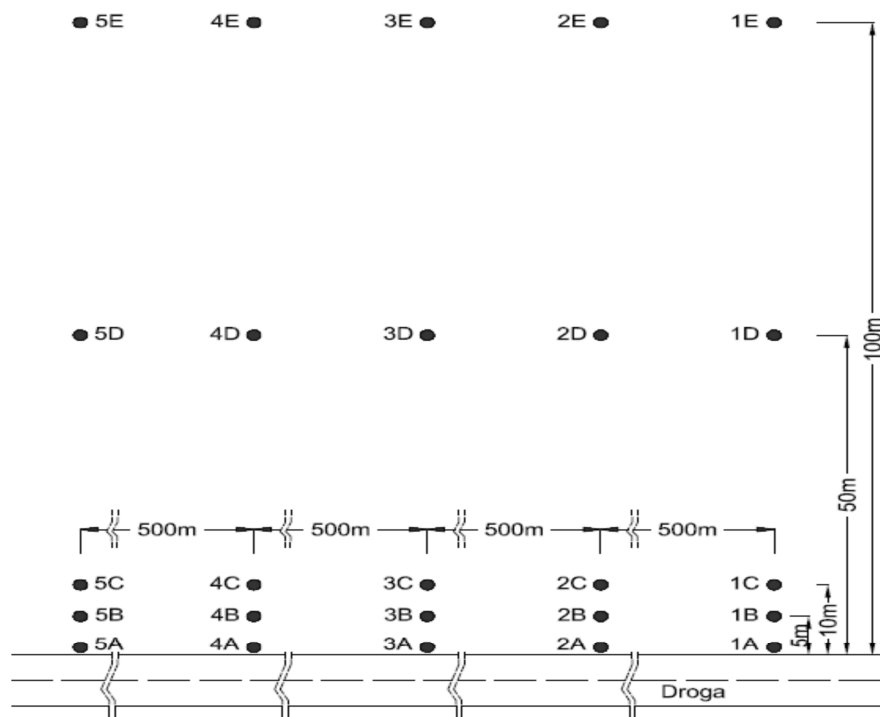
Dane meteorologiczne dla opisywanego obszaru w 2006 r. [Fedak (red.) 2007]:

- średnia temperatura powietrza (9,7°C),
- roczna suma opadów (443 mm),
- średnia prędkość wiatru (2,7 m·s⁻¹),
- usłonecznienie (1934 h),
- średnie zachmurzenie (5,2 oktanów).

Metodyka badań

Punkty pomiarowe zostały zlokalizowane w równej odległości od siebie co 500 m po jednej stronie drogi krajowej nr 3 będącej częścią trasy europejskiej E65. Z dala od zabudowań miejskich. Wybierając lokalizację kierowano się dużym natężeniem ruchu drogowego przy danej trasie. Wyznaczono 25 punktów pomiarowych (1.A, 1.B, 1.C, 1.D, 1.E, 2.A, 2.B, 2.C, 2.D, 2.E, 3.A, 3.B, 3.C, 3.D, 3.E, 4.A, 4.B, 4.C, 4.D, 4.E, 5.A, 5.B, 5.C, 5.D, 5.E), których rozmieszczenie zostało przedstawione graficznie na rys nr 2, rozmieszczonych w 5 rzędach oddalonych od siebie o 500m. Każdy rząd składał się z 5 miejsc pomiarowych oddalonych od krawędzi jezdni o następujące odległości:

- pobór próbki 1 (1.A) – przy krawędzi jezdni,
- pobór próbki 2 (1.B) – 5 m od krawędzi jezdni,
- pobór próbki 3 (1.C) – 10 m od krawędzi jezdni,
- pobór próbki 4 (1.D) – 50 m od krawędzi jezdni,
- pobór próbki 5 (1.E) – 100 m od krawędzi jezdni,



Rys. 2. Schemat rozmieszczenia punktów poboru gleby
 Fig. 2. Schematic layout of the soil sampling points

Poboru próbek dokonano 25 października 2010 roku. z głębokości od 0 cm do 20 cm za pomocą metalowego szpadla. Gleba z każdego z punktów była pobierana jako próba zbiorowa z 3 wykopów a następnie wymieszana. Z jednego miejsca poboru pobrano ok. 0,5-1 kg ziemi, która została wsypana do kartonowego pudełka i odstawiona do laboratorium w celu wyschnięcia.

W pobranych próbkach glebowych analizowano właściwości fizykochemiczne oraz ilość cynku:

- skład granulometryczny gleb oznaczono za pomocą metody Casagrandy zmodyfikowaną poprzez Prószyńskiego (PN-R04033 i 04044),
- pH gleb oznaczono za pomocą potencjometru, w roztworach: wodnym oraz w 0,01 molowy, roztworze CaCl_2 ,
- zasolenie oznaczono konduktometrycznie,
- zawartość Zn w formie ogólnej w badanych próbkach glebowych, oznaczono za pomocą metody spektrometrii absorpcji atomowej AAS FL, w wyciągach uzyskanych po spaleniu w piecu muflonowym w temperaturze 550°C

a następnie rozтворzeniu w wodzie królewskiej oraz form łatwo dostępnych po rozтворzeniu w 0,1 M HCl bez spalania w piecu.

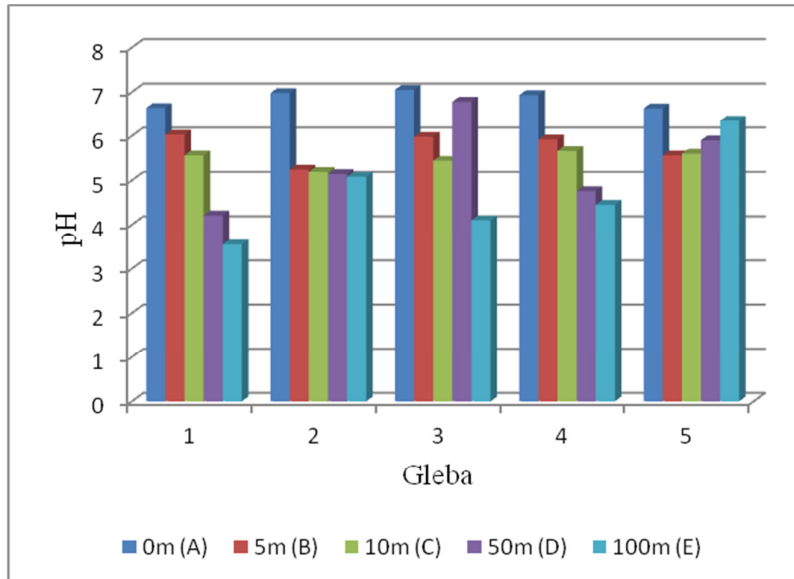
WYNIKI

Większość próbek glebowych określono jako piasek luźny z wyjątkiem 5E, którą określono jako piasek słabo gliniasty

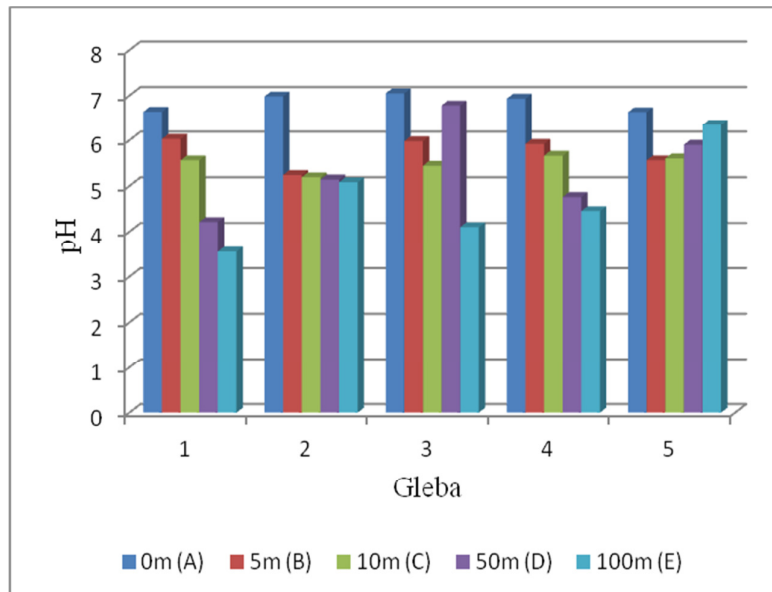
Na wykresie 1 przedstawiono wartości odczynu badanych próbek glebowych w wodzie. Największą wartość zanotowano w glebie pobranej w punkcie 3A, gdzie uzyskano wartość 7,46, zaś najniższą w glebie pobranej w punkcie 1E, gdzie odnotowano wartość 3,8. Badane gleby wykazywały odczyn od silnie kwaśnego do obojętnego.

Na wykresie 2 przedstawiono wartości odczynu badanych próbek glebowych w 0,01 M CaCl₂. Największą wartość zanotowano w glebie pobranej w punkcie 3A, gdzie uzyskano wartość 7,05, zaś najniższą w glebie pobranej w punkcie 1E, gdzie odnotowano wartość 3,55. Badane gleby wykazywały odczyn od silnie kwaśnego do obojętnego.

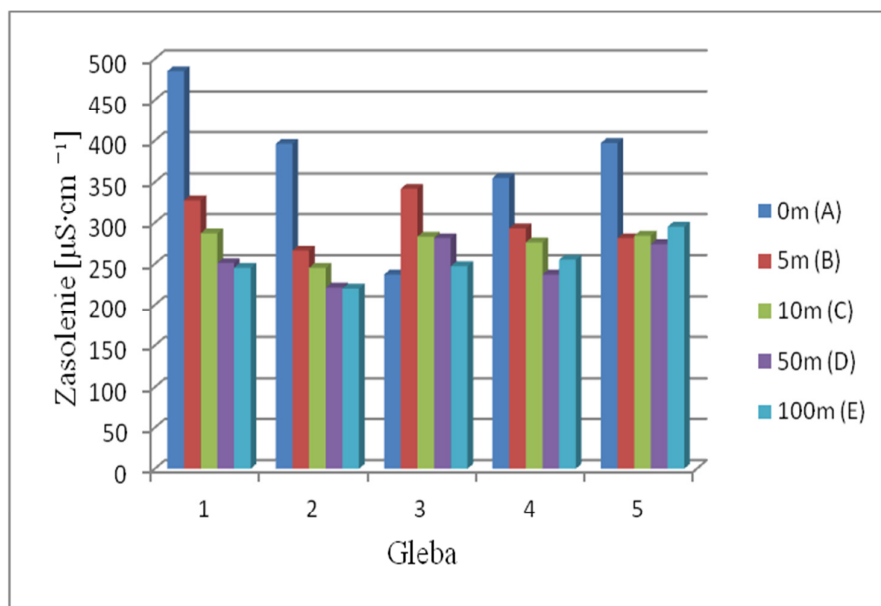
Na wykresie 3 przedstawiono wartości zasolenia badanych próbek glebowych. Największą wartość zanotowano w glebie pobranej w punkcie 1A, gdzie uzyskano wartość 485 μS·cm⁻¹ zaś najniższą w glebie pobranej w punkcie 2E, gdzie odnotowano wartość 220 μS·cm⁻¹. Średnie wartości wynosiły, dla punktów: położonych przy drodze 374 μS·cm⁻¹, oddalonych 5 m od drogi 302 μS·cm⁻¹, oddalonych 10 m od drogi 275 μS·cm⁻¹, oddalonych 50 m od drogi 252,8 μS·cm⁻¹, oddalonych 100 m od drogi 252,4 μS·cm⁻¹.



Wykres 1. Odczyn próbek glebowych w wodzie
Graph 1. The pH of soil samples in water



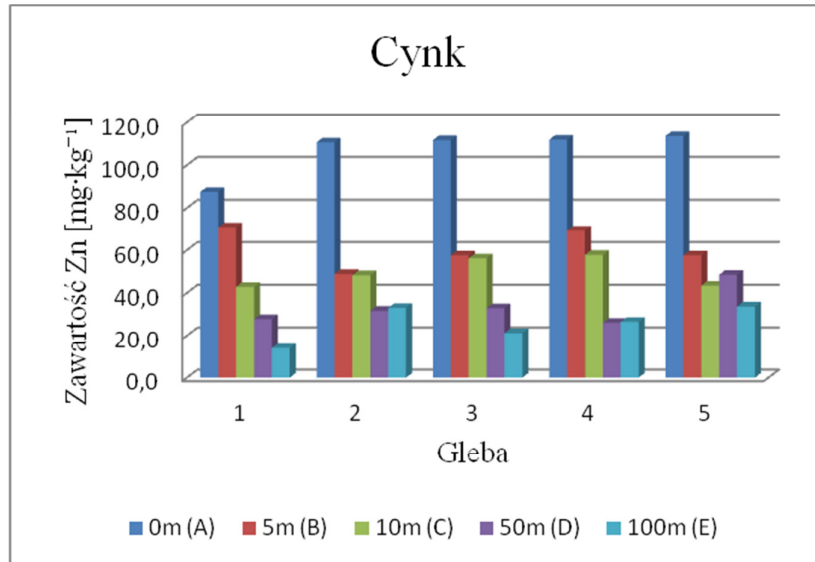
Wykres 2. Odczyn próbek glebowych w 0,01 M CaCl₂
Graph 2. The pH of soil samples in 0,01 M CaCl₂



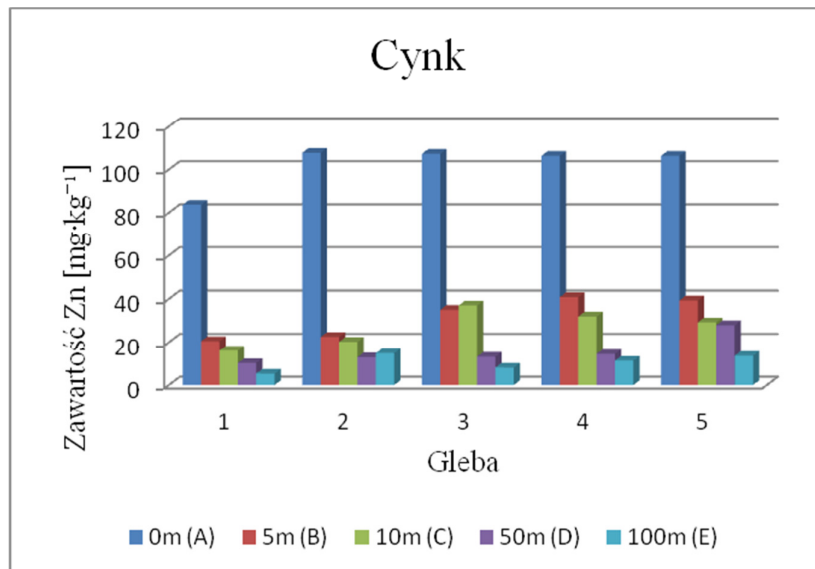
Wykres 3. Zasolenia próbek glebowych
Graph 3. Sainity of soil samples

Na wykresie 4 przedstawiono zawartości cynku rozpuszczonego w wodzie królewskiej. Największą wartość zanotowano w glebie pobranej w punkcie 5A, gdzie uzyskano wartość $113,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ zaś najniższą w glebie pobranej w punkcie 1E, gdzie odnotowano wartość $14,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Średnie wartości wynosiły, dla punktów: położonych przy drodze $107,07 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, oddalonych 5 m od drogi $60,82 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, oddalonych 10 m od drogi $49,69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, oddalonych 50 m od drogi $33,38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, oddalonych 100 m od drogi $25,68 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Na wykresie 5 przedstawiono zawartości cynku rozpuszczonego w 0,01 M HCl. Największą wartość uzyskano w glebie pobranej w punkcie 2A, gdzie zanotowano wartość $107,77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ zaś najniższą w glebie pobranej w punkcie 1E, gdzie uzyskano wartość $5,31 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Średnie wartości wynosiły, dla punktów: położonych przy drodze $102,27 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, oddalonych 5 m od drogi $31,62 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, oddalonych 10 m od drogi $26,85 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, oddalonych 50 m od drogi $15,75 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, oddalonych 100 m od drogi $10,64 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

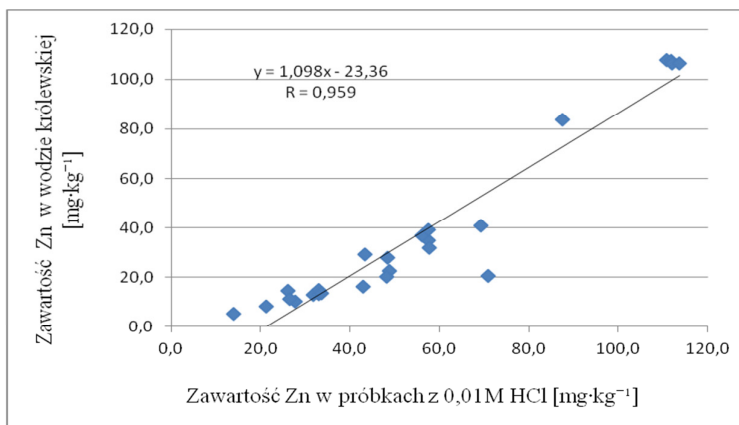


Wykres 4. Zawartość cynku rozpuszczonego w wodzie królewskiej w próbkach glebowych
Graph 4. The content of zinc dissolved in aqua regia in soil samples



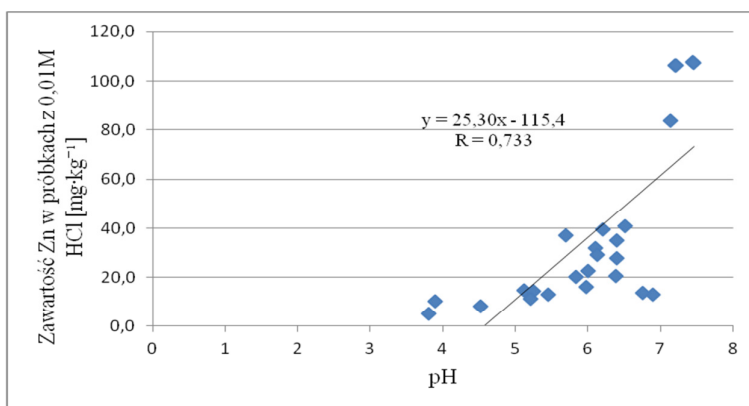
Wykres 5 Zawartość cynku w próbkach glebowych z 0,01 M HCl
Graph 5. The content of zinc dissolved in 0,01 M HCl in soil samples

Na wykresie 6 przedstawiono współzależność pomiędzy formą łatwo przyswajalną cynku od zawartości formy całkowitej. Analiza korelacji wykazała, że większość z tych cech zależy wysoce istotnie od siebie.



Wykres 6. Korelacja pomiędzy zawartością Zn rozpuszczonego w wodzie królewskiej w próbkach glebowych a zawartością Zn w 0,01M HCl
Graph 6. The correlation between the content of Zn dissolved in aqua regia in soil samples and the content of Zn in 0,01 M HCl

Na wykresie 7 przedstawiono współzależność pomiędzy wartością pH od formy łatwo przyswajalnej cynku. Analiza korelacji wykazała, że większość z tych cech zależy wysoce istotnie od siebie.



Wykres 7. Korelacja pomiędzy zawartością Zn rozpuszczonego w 0,01M HCl a wartością pH
Graph 7. The correlation between the content of Zn dissolved in 0,01 M HCl and pH

DYSKUSJA

Na podstawie przeprowadzonych badań i uzyskanych wyników stwierdza się, że odczyn badanych gleb jest kwaśny, towarzyszą mu niewielkie ilości frakcji ilastej. Identyczne zjawisko zaobserwował Malczak i Kędzią [1996] stwierdził, że gleba charakteryzowana przez takie parametry wykazuje małą buforowość a tym samym są słabej odporności na zanieczyszczenia chemiczne.

Zawartość cynku w badanych próbach glebowych wahała się w granicach od ok. $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ do ok. $113 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla cynku rozpuszczonego w wodzie królewskiej w próbach glebowych (forma zbliżona do ogólnej) i od ok. $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ do ok. $107 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla cynku rozpuszczonego w $0,01 \text{ M HCl}$ (forma łatwo przyswajalna). Wartość przeciętna tego pierwiastka w glebach kształtuje się na poziomie $10\text{-}50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Greszta 2002], a średnia zawartość cynku dla wszystkich nie zanieczyszczonych gleb Polski wynosi $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Podobnie zależności można zaobserwować w glebach krajów sąsiednich [Kabata-Pendias 1999].

Wartości cynku w próbach glebowych wskazuje, że eksploatacja drogi wywiera duży wpływ na wartości tego pierwiastka. Stwierdzono, że w miarę oddalania się od krawędzi jezdni wartość cynku maleje. Wielu autorów w swoich pracach zauważyło podobne zależności. Według Malczyka i Kędzi [1996], na terenach otwartych następuje spadek stężenia metali ciężkich (w tym cynku) wraz ze wzrostem odległości od drogi. Podobne wyniki obrazujące stopniowy spadek Zn w miarę oddalania się do krawędzi drogi uzyskali [Czarnowska i in. 2002].

Największe stężenie cynku uzyskano tuż przy krawędzi jezdni jest to zgodne z wyżej cytowanymi pozycjami literaturowymi. Jednakże badając wpływ drogi na zanieczyszczenie metalami ciężkimi warto porównać te wartości z zawartością metali ciężkich w mieście. Zestawiając uzyskane wartości z wartościami uzyskanymi przez Walczak [2010] stwierdza się, że w mieście w niektórych rejonach jezdni stężenie cynku może być o wiele większe niż w glebach pobranych tych przy krawędzi jezdni. Wartości Zn w pyłe ulicznym miast kształtuje się w przedziale $8\text{-}279 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, wpływ na tak duże wahania tej wartości w punktach pobranych w ze zmiotek z krawędzi jezdni świadczą o tym, że większość miasta to powierzchnie szczelne a opady atmosferyczne i ukształtowanie tereny wpływają wymywanie metali do kanalizacji lub na niżej położone obszary.

Analizując uzyskane wyniki stwierdzono, że im dalej od krawędzi jezdni to cynk przyjmuje wartości naturalne, obserwuje się to w większości prób glebowych pobranych w odległości 10 m lub 50 m od krawędzi jezdni. Podobnych wniosków w swoich badaniach dopatrzyli się: Czarnowska i in. [2002].

Rozpatrując gleby pod kątem wykorzystanie rolniczego stwierdza się, że glebę zalicza się do II stopnia zanieczyszczenia ze względu na zawartość cynku w próbkach pobranych tuż przy krawędzi jezdni. (na podstawie porównania do wartości granicznych sporządzonych przez Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa). Oznacza to, że gleby są słabo zanieczyszczone a uprawiając ro-

ślinność należy uważać, gdyż istnieje możliwość chemicznego zanieczyszczenia roślin. Oddalając się od krawędzi jedni zauważalny jest spadek zanieczyszczenia gleb na I stopień na odcinkach położonych 5 m od krawędzi jezdni. Gleby położone dalej niż 5 m wolne są od zanieczyszczeń i zawartość metali ciężkich, charakteryzuje je 0 stopień zanieczyszczenia mówiący o śladowych ilościach badanego pierwiastka.

Rozpatrując glebę pod kontem wykorzystanie rolniczego i porównując uzyskane wartości z Rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi, które nie kwalifikuje terenu na którym przeprowadzono badania do możliwości prowadzenie ekologicznego rolnictwa, ze względu na przekroczenie progowej wartości Zn która na tych obszarach nie powinna być większa niż $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dla gleb zawierających do 20% frakcji spławianej.

W pracy zauważono zależność, że zawartość cynku jest ściśle powiązana z ilością węgla organicznego. Do identycznych wniosków doszli Malczyk i Kędzia [1996] badając obecność metali ciężkich w glebach leśnych wzdłuż drogi wylotowej Bydgoszcz-Inowrocław.

Na podstawie uzyskanych wyników zauważono, że zawartość cynku w formie łatwo rozpuszczalnej w próbach glebowych pobranych tuż przy krawędzi jezdni jest niemal identyczna jak zawartość tego pierwiastka w formie ogólnej. Na tej podstawie stwierdza się, że jest bardzo mobilnym pierwiastkiem oraz łatwo przyswajalnym poprzez organizmy żywe. Podobne obserwacje uzyskał Siuta [1995] stwierdzając, że cynk zaliczany jest on do najbardziej ruchliwych pierwiastków w glebie oraz jego występowanie w łatwo rozpuszczalnej formie sprzyja łatwemu przyswajaniu go przez rośliny.

Na rozpatrywanym obszarze całkowite stężenia Zn, nie przekroczyło dopuszczalnych wartości granicznych wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi, dla gruntów które są zaliczane do grupy B obejmującej użytki rolne oraz grupy C określającej tereny przemysłowe, użytki kopalniane i tereny komunikacyjne.

WNIOSKI

Badania wykazały iż droga komunikacyjna ma duży wpływ na zawartość cynku w glebie:

- w większej odległości od jezdni koncentracja cynku w glebie jest mniejsza,
- stężenie cynku w glebie nie przekracza norm dla Rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska z dnia 9 września 2002 r. dla grupy B i C
- stężenie cynku w glebie nie spełnia wymogów Rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z 21 marca 2002 r.

LITERATURA

1. BRZOZOWSKA L., BRZOZOWSKI K., DRĄG Ł.; *Transport drogowy a jakość powietrza atmosferycznego*. Wyd. Komunikacji i Łączności, Warszawa 2009
2. CZARNOWSKA K., CHKIBIUK M., KOZANIECKA T.; *Pierwiastki śladowe w glebach uprawnych wokół Warszawy*, Rozwój SGGW, Warszawa 2002
3. DOBRZAŃSKI B., ZAWADZKI S.; *Gleboznawstwo*. Wydanie III poprawione, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa 1995
4. FEDAK R. (red.); *Województwo lubuskie 2007*. Wydział Poligrafii Urzędu Statystycznego we Wrocławiu, Wrocław 2007
5. GREINERT A.; *Przewodnik do ćwiczeń z gleboznawstwa i ochrony gleb*. Wydawnictwo Politechniki Zielonogórskiej, Zielona Góra 1998
6. GRESZTA J., GRUSZKA A., KOWALKOWSKA M.; *Wpływ immisji na ekosystem*, Wydawnictwo Naukowe Katowice, Katowice 2002
7. KEBATA-PENDIAS A., PENDIAS H.; *Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1999
8. MALCZYK P., KĘDZIA W.; *Metale ciężkie w glebach leśnych wzdłuż drogi wylotowej Bydgoszcz-Inowrocław*. Rozwój SGGW, Warszawa 1996
9. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi
10. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 21 marca 2002 r. w sprawie dopuszczalnych stężeń metali ciężkich zanieczyszczających glebę
11. WALCZAK B.; *Lead and zinc in the street dust of Zielona Góra, Poland*. Environmental Engineering III. Taylor & Francis Group, London 2010

**CONCENTRATION OF ZINC AT DIFFERENT DISTANCES
FROM EDGE OF ROAD EXAMPLE NATIONAL ROADS NO 3
NEAR NOWE MIASTECZKO**

S u m m a r y

The results of zinc forms similar to the general and potentially available to plants at different distances, ranging from the edge of the road at the national road No. 3 in the area of Nowe Miasteczko. The aim of this study was determine the zinc content in the soil and evaluate the amount in relation to the standards.

Key words: soil, zinc, roadside areas

MARTA GAWRON***METODY SYMULACJI STATYCZNEJ SIECI GAZOWEJ***Streszczenie*

W artykule przedstawiono metody symulacji statycznej sieci gazowej niskiego ciśnienia charakteryzującej się szybkimi zmianami ciśnienia i prędkości. Przedstawiono nieliniowe algebraiczne modele matematyczne służące do obliczania zależności pomiędzy spadkiem ciśnienia, strumieniem przepływającego gazu, wymiarami geometrycznymi rury gazociągu oraz właściwościami gazu.

Słowa kluczowe: metody symulacji, sieci gazowe

WSTĘP

Głównym celem stosowania symulacji do analizy przepływu gazu w sieci gazowej jest badanie zachowania się takiej sieci w określonych warunkach. Natomiast rozwiązaniem zadania symulacji jest wyznaczenie strumieni oraz ciśnień w poszczególnych odcinkach sieci o zadanej strukturze, poddanej określonemu obciążeniu, którym jest pobór gazu. Obecnie istnieją komputerowe programy do symulacji sieci gazowych opracowane na podstawie modeli matematycznych, które za pomocą równań opisują rzeczywisty system. Stworzone modele są uproszczeniem rzeczywistości, ponieważ zawierają tylko te aspekty, które są niezbędne z punktu widzenia celu modelowania. Przeprowadza się w tym przypadku dwa rodzaje symulacji sieci gazowych; symulację statyczną, która dotyczy przepływu ustalonego i symulację dynamiczną, która dotyczy przepływów nieustalonych. Oba rodzaje przepływów uzależnione są od poziomu nadciśnienia przepływającego w sieci gazu.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

MATERIAŁY I METODY

Do symulacji przepływów nieustalonych konieczne jest stosowanie modeli matematycznych w postaci równań różniczkowych cząstkowych pierwszego lub drugiego rzędu, w których zmienną niezależną jest czas. Przepływ gazu w rurach gazociągów przesyłowych ma charakter nieustalony. W sieci wysokiego ciśnienia zgromadzone są ogromne ilości gazu i dynamika przepływającego gazu jest powolna. Zmienne służące do scharakteryzowania systemu są wówczas funkcją czasu i dlatego konieczne jest stosowanie modeli dynamicznych; nie uwzględnienie tych zmian prowadziło do uzyskania rozwiązania obciążonego dużym błędem. Przepływ gazu w sieci niskiego ciśnienia charakteryzuje się szybkimi zmianami ciśnienia i prędkości, dlatego w celu uzyskania rozwiązania problemu w praktyce często stosuje się pewne uproszczenia obliczeń, przyjmując modele statyczne. Modele takie wyrażone są w postaci równań algebraicznych nieliniowych [Osiadacz 2001].

Najważniejsze cechy sieci, które powinny być uwzględniane podczas opracowywania modelu matematycznego sieci (tab. 1) z podziałem na trzy grupy: dane wejściowe, cechy obliczeniowe sieci oraz wyniki obliczeń. Niektóre parametry – nieistotne w przypadku modelowania sieci wysokiego ciśnienia – mogą mieć istotny wpływ na wyniki modelowania sieci niskiego ciśnienia. Jednym z takich parametrów jest dokładność danych wejściowych, która ma małe znaczenie dla sieci niskiego ciśnienia, ale istotne w przypadku sieci wysokiego ciśnienia (patrz tab.1). Wyraźne są także różnice, zależne od poziomu nadciśnienia gazu w sieci, w dokładności uzyskiwanych wyników obliczeń. W przypadku sieci wysokiego ciśnienia wystarczająca jest dokładność wyników obliczeń – 10 kPa, natomiast w sieci niskiego ciśnienia – 1 Pa (znacznie większa dokładność obliczeń jest wymagana z uwagi na mniejsze ciśnienie gazu). W przypadku modelowania sieci wysokiego ciśnienia należy stosować model stanu nieustalonego, natomiast sieci niskiego ciśnienia – model stanu ustalonego. Powodem tych różnic jest między innymi ilość gazu zgromadzonego w sieci i czas niezbędny do osiągnięcia stanu ustalonego [Kogut i Bytnar 2007a].

Tab. 1. Cechy charakterystyczne obliczeń symulacyjnych dla sieci wysokiego, średniego lub niskiego ciśnienia [Kogut i Bytnar 2007a]

Tab. 1 Characteristics of simulation calculations for high, medium or low pressure [Kogut and Bytnar 2007a]

	Nadciśnienie w sieci		
	niskie	średnie	Wysokie
Dane wejściowe			
dokładność danych wejściowych w punktach węzłowych	mała	średnia	Wysoka
zmiana wysokości sieci w terenie	istotne znaczenie	istotność zaniedbywalna	Nieistotna
Cechy obliczeniowe sieci			
współczynnik ściśliwości z	$z = 1$	$z = 1$	$z = z(p, T, \rho)$
współczynnik oporów liniowych	aproksymacja λ	$\lambda = \lambda\left(\text{Re}, \frac{k}{D_w}\right)$	$\lambda = \lambda\left(\text{Re}, \frac{k}{D_w}\right)$
spadek ciśnienia	$p_1 - p_2 = f(Q_n^2)$	$p_1^2 - p_2^2 = f(Q_n^2)$	$p_1^2 - p_2^2 = f(Q_n^2)$
Charakterystyka wyników obliczeń			
maksymalna dokładność obliczeń ciśnień węzłowych	1 Pa	0,1 bar	0,1bar
obliczanie prędkości przepływu	konieczne	konieczne	niekonieczne
obliczanie gradientu ciśnienia w gałęziach sieci	istotne	istotne	nieistotne
Problemy w odniesieniu do stanu nieustalonego			
czas dojścia do stanu ustalonego	sekundy	minuty	godziny
zmagazynowana ilość gazu w sieci	nieistotny	nieistotny	istotny
udział analizy przepływów nieustalonych w odniesieniu do całej sieci	nieistotny	nieistotny	istotny

gdzie:

- D_w – średnica wewnętrzna rurociągu (mm),
- k – bezwzględna chropowatość rury (mm),
- Re – liczba Reynoldsa (-),
- p_1 – ciśnienie na początku rurociągu (Pa),
- p_2 – ciśnienie na końcu rurociągu (Pa),
- T – temperatura gazu lub mieszaniny gazów (K),
- z – współczynnik ściśliwości gazu (-),
- Q_n – przepływ w n-tej rurze (m^3/h),
- λ - współczynnik oporów liniowych (-).

Z matematycznego punktu widzenia symulacja przepływów ustalonych (symulacja statyczna) składa się z dwóch etapów:

1. formułowania modelu matematycznego w postaci równania lub układu równań algebraicznych nieliniowych. Równania te określają zależności pomiędzy spadkiem ciśnienia, strumieniem przepływającego gazu, wymiarami geometrycznymi rury gazociągu a także właściwościami gazu,
2. rozwiązywania układu równań algebraicznych nieliniowych.

Rozwiązaniem zadania symulacji sieci są wielkości ciśnień w węzłach i strumieni przepływającego gazu w poszczególnych odcinkach. Dodatkowo, wielkości te muszą spełniać I i II prawo Kirchhoffa oraz równania przepływu [Fukushima 2000, Perner 2004].

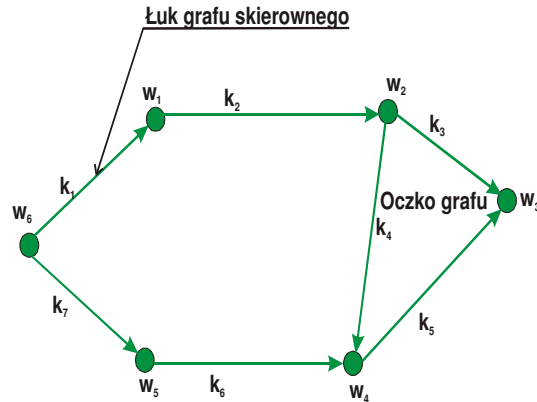
Każdą sieć można przedstawiać w postaci grafu, czyli obiektu matematycznego, który składa się ze zbioru węzłów (punktów) i zbioru krawędzi (łuków) łączących ze sobą dwa węzły. Graf jest więc obrazem graficznym przedstawiającym powiązania pomiędzy węzłami i krawędziami [Perner 2004, Wilson 2007].

Graf $G = (V, E)$ składa się ze zbioru węzłów $W = \{w_1, w_2, \dots\}$ oraz zbioru $K = \{k_1, k_2, \dots\}$, którego elementy w grafie nieskierowanym nazywa się krawędziami, natomiast w grafie skierowanym – łukami. Przykład grafu skierowanego przedstawiono na rys. 1.

Do rozwiązywania układu równań nieliniowych, czyli takiego jakim jest model opisujący sieci gazowe niskiego ciśnienia można wykorzystać następujące metody [Fukushima 2000, Perner 2004]:

- punktu stałego,
- Newtona,
- siecznych.

Metody te są bardzo skuteczne przy rozwiązywaniu układów algebraicznych równań nieliniowych. Jednak w przypadku sieci o skomplikowanej strukturze, układy równań są bardzo rozbudowane i tradycyjne metody mogą być nieskuteczne.



Rys. 1. Przykład grafu skierowanego
Fig. 1. Example of a directed graph

Algorytmy statycznej symulacji przepływu gazu oparte są na I oraz II prawie Kirchhoffa oraz równaniu przepływu. I prawo Kirchhoffa mówi o tym, że suma strumieni wpływających do danego węzła musi być równa sumie strumieni opuszczających ten węzeł. Natomiast II prawo Kirchhoffa zakłada, że suma algebraiczna spadków ciśnień w każdym oczku jest równa zero. W postaci macierzowej równania te można zapisać następująco [Kogut i Bytnar 2007a]:

I prawo Kirchhoffa:

$$A_1 * Q = L^* \quad (1)$$

gdzie:

$A_1 = [a_{ij}]_{(w-w_1)*p}$ – macierz incydencji łuków i węzłów obciążonych,

w – liczba węzłów,

u – liczba łuków,

w_1 – liczba źródeł, czyli węzłów wyróżnionych,

$Q^T = [Q_1, Q_2, \dots, Q_m]$ – wektor przepływów w łukach grafu sieci gazowej,

$(L^*) = [L_1^*, L_2^*, \dots, L_{n-n_1}^*]$ – wektor obciążeń w łukach grafu sieci gazowej.

II prawo Kirchhoffa:

$$B_f * \Delta P = 0 \quad (2)$$

gdzie:

$B_f = [b_{ij}]_{q*u}$ – macierz incydencji oczek podstawowych i łuków,

q – liczba oczek podstawowych,

$\Delta P^T = [\Delta P_1, \Delta P_2, \dots, \Delta P_m]$ – wektor spadków ciśnienia w łukach.

Ogólnie metody symulacji sieci gazowych można podzielić na [Osładacz 2001, Kogut i Bytnar 2007a,b]:

- oczkowe,
- węzłowe.

W przypadku metody oczkowej w punkcie startowym, w każdym węźle sieci jest spełnione I prawo Kirchhoffa. Pierwszym etapem tego typu symulacji sieci gazowej jest odpowiedni dobór przepływów startowych w poszczególnych łukach grafu. Następnie w kolejnych iteracjach następuje modyfikacja przepływu w łukach (jest dodawana albo odejmowana określona wartość przepływu oczkowego). Prowadzi to do takiego przepływu strumienia gazu w sieci, że w każdym węźle spełnione jest I prawo Kirchhoffa, a spadki ciśnień odpowiadają przepływowi strumienia gazu w łukach i spełniają w każdym oczku II prawo Kirchhoffa.

Metody węzłowe polegają na tym, że w punkcie startowym dla każdego oczka musi być spełnione II prawo Kirchhoffa. Jest to możliwe dzięki odpowiedniemu doborowi ciśnień w węzłach. Następnie przeprowadza się kolejne iteracje, podczas których następuje modyfikacja ciśnienia w węzłach (w celu spełnienia I prawa Kirchhoffa w poszczególnych łukach przepływów, a także w każdym węźle sieci).

Niezależnie od rodzaju stosowanej metody symulacji sieci, rezultatem jest wyznaczenie wartości przepływu w łukach, które spełniają I prawo Kirchhoffa, oraz ciśnień w węzłach, które zapewniają spadki ciśnień w łukach spełniające II prawo Kirchhoffa w każdym oczku.

Dodatkowo, oprócz zależności pomiędzy spadkami ciśnień, a przepływami w łukach musi być spełnione równanie przepływu, które można zapisać w następujący sposób:

$$\text{dla metod oczkowych } \Delta P = \Phi(Q), \quad (3)$$

$$\text{dla metod węzłowych } Q = \Psi(\Delta P) \quad (4)$$

gdzie:

$$\phi_i = K_i * |Q_i|^{m_1-1} * Q_i \text{ dla } i = 1, \dots, m \quad (5)$$

$$\Psi_i = (1/K_i)^{\frac{1}{m_1}} * \text{sign}(\Delta P_i) * |\Delta P_i|^{\frac{1}{m_1}} \text{ dla } i = 1, \dots, m. \quad (6)$$

$\Psi(\Delta P)$ – wektor funkcji spadku ciśnienia w łukach,

m_1 – wykładnik potęgi w równaniu przepływu,

K_i – współczynnik, którego wartość jest zależna od przyjętego równania przepływu.

W praktyce stosuje się różne typy równań przepływu, które są uzależnione od poziomu ciśnienia w sieci:

- dla sieci niskociśnieniowych, gdzie wartość nadciśnienia $P \leq 5$ kPa;

$$\Delta P_k = p_i - p_j = K_k Q_k^2 \quad (7)$$

gdzie:

k – incydentna rura do węzłów i -tego i j -tego,

p_i – wartość ciśnienia w i -tym węźle,

p_j – wartość ciśnienia w j -tym węźle,

Q_k – przepływ w k -tej rurze,

K – współczynnik, którego wartość jest zależna od przyjętego równania przepływu,

- dla sieci średniego ciśnienia, gdzie $5 \text{ kPa} \leq P \leq 0,4 \text{ MPa}$;

$$\Delta P_k = p_i^2 - p_j^2 = K_k Q_k^{m_1} \quad (8)$$

- dla sieci wysokiego ciśnienia, gdzie $p > 0,4 \text{ MPa}$;

$$\Delta P_k = p_i^2 - p_j^2 = K_k Q_k^{m_1} \quad (9)$$

PODSUMOWANIE

Analiza systemów złożonych podczas ich pracy jest trudna z uwagi na fakt iż nie można bez poważnych konsekwencji zmieniać pewnych zmiennych wejściowych bez narażenia systemu na ryzyko zniszczenia lub doprowadzenia do awarii. Dlatego też w praktyce inżynierskiej podejmuje się szereg prób mających na celu opisanie systemu za pomocą równań matematycznych, takich jak równania zachowania masy, energii i pędu. Dopiero odpowiednio dobrany układ równań tworzy model, który jest uproszczeniem systemu rzeczywistego.

Obliczanie i modelowanie coraz bardziej rozbudowanych sieci gazowych stanowi dość istotny problem zarówno na etapie projektowania, jak i eksploatacji sieci. Istnieje bowiem coraz więcej metod obliczeniowych, które jednak często są obarczone błędami wynikającymi z charakteru funkcjonowania sieci, a także – z szeregu innych czynników wpływających na poprawny wybór metody obliczeń. Specyfika działania modeli statycznych – mimo łatwości ich zastosowania – powoduje, że uzyskane wyniki nie zawsze są zgodne z realnymi w funkcjonujących sieciach gazowych.

LITERATURA

1. FUKUSHIMA K., MAESHIMA R., KINOSHITA A., SHIRAISHI H., KO-SHIJIMA I.: *Gas pipeline leak detection system Rusing the online simulation method*. Computers and Chemical Engineering Journal, Nr 24, 453-456, 2000
2. KOGUT K., BYTNAR K.: *Obliczanie sieci gazowych. Omówienie parametrów wymaganych do obliczeń*. Tom I, Uczelniane Wydawnictwo Naukowe – Dydaktyczne, Kraków, 2007a
3. KOGUT K., BYTNAR K.: *Obliczanie sieci gazowych. Przegląd programów komputerowych*. Tom II, Uczelniane Wydawnictwo Naukowe – Dydaktyczne, Kraków, 2007b
4. OSIADACZ A.: *Statystyczna symulacja sieci gazowych*. Biblioteka Inżyniera Gazownika, Warszawa, 2001
5. PERNER J., SEELGER A.: *Prospects of gas supplies to the European market until 2030 – results from the simulation model EUGAS*. Utilities Policy, Nr 12, 291-302, 2004
6. SZOPLIK J.: *Wyniki statycznej symulacji przepływu gazu w sieci niskiego ciśnienia*. Gaz, Woda I Technika Sanitarna, 5, 162-165, 2011
7. WILSON R. J.: *Wprowadzenie do teorii grafów*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007

SIMULATION METHOD STATIC GAS NETWORK*S u m m a r y*

The article presents methods for the simulation of static low-pressure gas network is characterized by rapid changes in pressure and velocity. Presented nonlinear algebraic mathematical models for calculating the relationship between pressure drop, the gas flow stream, geometric dimensions of pipes and pipeline gas properties.

Key words: simulation methods, gas networks

**MARTA GAWRON, KATARZYNA PRZYBYŁA,
ZYGMUNT LIPNICKI***

**WARUNKI PRZEPIYU SPALIN W KOMINIE
A KWASOWY PUNKT ROSY**

Słowa kluczowe: przepływ spalin, rozkład temperatury, kwasowy punkt rosy

Streszczenie

W artykule przedstawiono termodynamiczny model przepływu spalin przez komin. Na podstawie bilansu ciepła przepływających spalin przedstawiono rozkład temperatury spalin wzdłuż wysokości komina. Podano warunki przepływu spalin, przy których występuje kwasowy punkt rosy.

WSTĘP

Warunki przepływu spalin w kominie są bardzo ważne z technicznego i eksploatacyjnego punktu widzenia. Skład, temperatura i prędkość przepływu spalin decydują o warunkach wymiany ciepła w kominie. Niekorzystnymi składnikami w spalinach są para wodna oraz dwu- i trójtlenek siarki. Para wodna w spalinach występuje w skutek odparowywania wody z paliwa oraz w wyniku utleniania wodoru w procesie spalania. Połączenie pary wodnej z tlenkami siarki może prowadzić do powstawania z kolei różnych rodzajów kwasów siarkowych. Bardzo ważne ze względu na niedopuszczenie do osiągnięcia kwasowego punktu rosy jest utrzymywanie i nie przekraczanie minimalnej temperatury spalin. Spadek temperatury poniżej temperatury punktu rosy może powodować wykraplanie się kwasu siarkowego na powierzchni wewnętrznej komina, a co za tym idzie może powodować przyśpieszoną korozję powierzchni wewnętrznej komina. Zatem ochrona cieplna komina – jego izolacja cieplna ma za zadanie niedopuszczenie do zbyt radykalnego wychłodzenia spalin i niedopuszczenie do spadku temperatury poniżej pewnej wartości krytycznej nazywanej w literaturze

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej; Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

kwasowym punktem rosy. Warunki wymiany ciepła w kominie, zależą od przepływu spalin, od wymiany ciepła między strumieniem spalin a powierzchnią wewnętrzną komina, a także od izolacji komina i od warunków panujących na zewnątrz komina.

MATERIAŁY I METODY

Spis oznaczeń:

T_s - temperatura spalin w kominie, K

T_{sw} - temperatura spalin na wlocie do komina, K

T_{sk} - temperatura spalin na wylocie z komina, K

T_0 - temperatura otoczenia, K

\dot{Q} - strumień ciepła przepływający przez ścianę boczną komina, W

α_1 - współczynniki przejmowania ciepła od spalin do komina, $W/(m^2K)$

α_2 - współczynniki przejmowania ciepła od komina do otoczenia, $W/(m^2K)$

λ - współczynnik przewodzenia ciepła, $W/(mK)$

$\theta = (T_s - T_0)/(T_{sw} - T_0)$ - bezwymiarowa temperatura

$d = 2R$ - średnica komina, m

H - wysokość komina, m

$\zeta = z/H$ - bezwymiarowa współrzędna położenia

Rozkład temperatury wzdłuż wysokości komina

Problem wymiany ciepła w kominie można opisać korzystając z klasycznych metod obliczeń wymiany ciepła [Wiśniewski 1988]. Model komina w postaci pionowego walca o średnicy d i wysokości H przedstawiono na rys. 1. Oś z pokrywa się z osią symetrii komina i jest skierowana pionowo do góry. Bilans ciepła dla elementu komina o średnicy d i wysokości dz można opisać następującym równaniem:

$$\pi \cdot R^2 \cdot w \cdot \rho \cdot c_p \cdot \left(T_s - T_s - \frac{\partial T_s}{\partial z} dz \right) = 2\pi \cdot R \cdot dz \cdot (T_s - T_0) \cdot k, \quad (1)$$

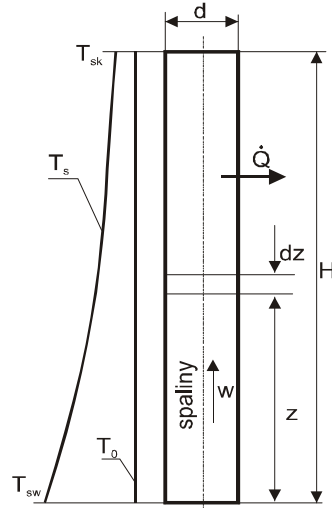
gdzie:

w - prędkość spalin, m/s

ρ - gęstość spalin, kg/m^3

c_p - ciepło właściwe spalin, $J/(kgK)$

k - współczynnik przenikania ciepła przez ścianę boczną komina, $W/(m^2K)$



Rys. 1. Model kominy
Fig. 1. Model of the chimney

Po przekształceniu równania (1) i przyjęciu współrzędnych bezwymiarowych,

$$\zeta = z/H, \theta_s = (T_s - T_0)/(T_{sw} - T_0)$$

rozkład temperatury θ_s opisuje proste równanie różniczkowe:

$$\frac{d\theta_s}{\theta_s} = -\beta \cdot d\zeta \quad (2)$$

gdzie β oznacza kompleksowy parametr termodynamiczny, określany zależnością

$$\beta = \frac{2 \cdot k \cdot H}{w \cdot R \cdot \rho \cdot c_p} \quad (3)$$

Parametr β jak widać ze wzoru (3) jest zależny od wielu innych parametrów termodynamicznych. Jego złożoność pozwala w sposób pośredni oszacować wpływ łączny wszystkich szczególnych parametrów opisujących zjawisko przepływu i wymiany ciepła w kominie.

Rozwiązaniem równania różniczkowego (2) jest zależność

$$\ln \theta_s = -\beta \cdot \zeta + C \quad (4)$$

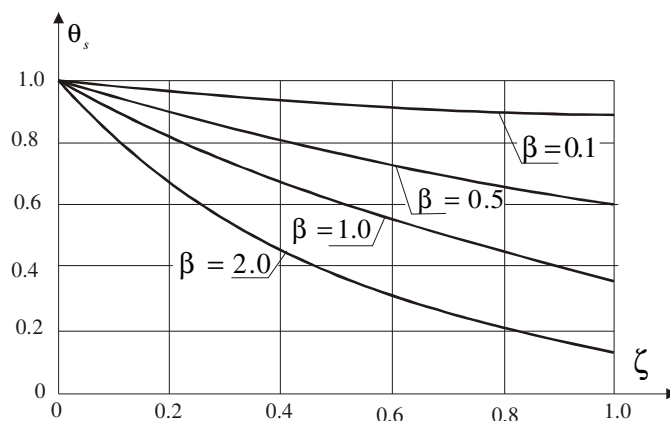
gdzie stałą całkowania C wyznaczmy z poniższego warunku brzegowego:

$$\theta_s = 1 \text{ dla } \zeta = 0 \quad (5)$$

Po podstawieniu obliczonej stałej całkowania do równania (4) otrzymano rozkład temperatury w kominie w postaci prostej funkcji

$$\theta_s = \exp(-\beta \cdot \zeta) \quad (6)$$

Rozkład temperatury spalin w kominie w formie graficznej przedstawiono na rys.2.



Rys.2. Rozkład temperatury spalin w kominie
Fig.2. The temperature distribution in the stack gas

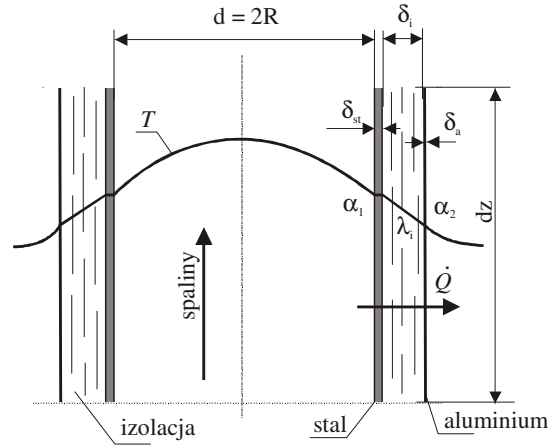
Wartość parametru β wzrasta, wtedy gdy temperatura spalin spada szybciej oraz odległość od wlotu do komina wzrasta. Ważnym zadaniem jest określenie realnej wartości parametru β , w tym celu należy wykonać pomiary termodynamiczne przepływających spalin w kominie.

Parametr β

Kompleksowy parametr β , występujący we wzorze (3) i (6) jest bardzo istotnym parametrem, którego wartość zależy od parametrów geometrycznych i przepływowo cieplnych komina, aby móc go określić należy w pierwszej ko-

leżności wyliczyć współczynnik przenikania ciepła k przez powierzchnię boczną komina.

Obliczanie współczynnika przenikania ciepła k



Rys.3. Przekrój podłużny komina
Fig. 3. Longitudinal section of the chimney

Geometrię i przepływ spalin w kominie przedstawiono na rys.3. Współczynnik przejmowania ciepła nie jest stałą materiałową, zależy od zjawisk cieplnych zachodzących wewnątrz i na zewnątrz komina. Wzór na współczynnik przenikania ciepła k otrzymano, porównując strumienie ciepła \dot{Q} przejmowane i przewodzone od spalin do otoczenia, przy założeniu, że opory cieplne przez ścianki metalowe w porównaniu z oporem cieplnym izolacji są znikomo małe. Przejmowanie i przewodzenie ciepła odbywa się przez kolejne warstwy komina (ściankę stalową, izolację i ściankę aluminiową).

$$k = \frac{1}{\frac{1}{\alpha_1} + R \frac{\ln \frac{R + \delta_s + \delta_i}{R + \delta_s}}{\lambda_i} + \frac{R}{R + \delta_s + \delta_i + \delta_a} \cdot \frac{1}{\alpha_2}} \quad (7)$$

W celu obliczenia współczynnika przenikania ciepła k , oprócz znajomości wymiarów geometrycznych komina: R - promień wewnętrzny kanału, δ_s - grubość ścianki rury stalowej tworzącej komin, δ_i - grubość izolacji, δ_a - grubość

blachy aluminiowej i własności cieplnych materiałów, z których jest zbudowany komin: λ_i - współczynnik przewodzenia ciepła izolacji, konieczna jest znajomość współczynników przejmowania ciepła wewnątrz komina - α_1 i na zewnątrz komina - α_2 . Na podstawie wzoru (7) należy zauważyć, że przewodność cieplna stali i aluminium została pominięta, ponieważ jest ona bardzo duża, wzór (7) w przedstawionej postaci jest przybliżony ale wystarczająco dokładny.

Średnica równoważna (promień hydrauliczny) dla kanału komina jest równa

$$d_h = \frac{4 \cdot F}{O} = \frac{4 \cdot \pi \cdot R^2}{2 \cdot \pi \cdot R} = 2R \quad (8)$$

Liczba Reynoldsa

$$\text{Re} = \frac{u \cdot d_h}{\nu} \quad (9)$$

Dla ruchu burzliwego współczynnik przejmowania ciepła między strumieniem spalin a wewnętrzną ścianką komina można obliczyć z następujących wzorów:

$$\text{Nu} = 0,023 \cdot \text{Re}^{0,8} \text{Pr}^{\frac{1}{3}} \text{ i } \alpha = \frac{\text{Nu} \cdot \lambda}{d_h} \quad (10)$$

Przykładowo, jeżeli spaliny z dwóch kotłów parowych (EC Zielona Góra) odprowadzane są do jednego komina, wtedy natężenie przepływu spalin wynosi:

$$\dot{V} = 90450 + 102750 = 193200 \text{ m}^3/\text{h} = 53,7 \text{ m}^3/\text{s} ,$$

a odpowiednio średnia prędkość spalin i liczba Reynoldsa wynoszą

$$w = \frac{\dot{V}}{\pi \cdot R^2} = \frac{53,7}{\pi \cdot 0,8^2} = 26,72 \text{ m/s} ,$$

$$\text{Re} = \frac{26,72 \cdot 1,6}{34,85 \cdot 10^{-6}} = 1\,230\,000 .$$

Liczba Nusselta równa jest

$$Nu = 0,023 \cdot 1230000^{0,8} \cdot 0,68^{\frac{1}{3}} = 1500,$$

a współczynnik przejmowania ciepła przepływających spalin w kominie ma wartość

$$\alpha_1 = \frac{1500 \cdot 39,193 \cdot 10^{-3}}{1,6} = 36,7 \frac{W}{m^2 K}.$$

Współczynnik przejmowania ciepła od komina do powietrza

Średnia liczba Nusselta dla całego obwodu komina przy opływie prostopadłym powietrzem należy obliczyć ze wzoru (11)

$$Nu = C \cdot Re^m \cdot Pr_f^{0,38} \cdot \left(\frac{Pr_f}{Pr_w} \right)^{0,25} \quad (11)$$

Dla zakresu liczby Reynoldsa $Re = 1000 \dots 200000$ przyjmuje się stałe $C=0,21$, $m=0,62$, ponadto liczba Prandtla powietrza w temperaturze powietrza i ścianki $(Pr_f/Pr_w) \approx 1$. W skrajnym przypadku dla temperatury powietrza $T_0 = -20^\circ C$, po podstawieniu powyższych założeń do wzoru (11) otrzymano odpowiednio liczbę Nusselta i współczynnik przejmowania ciepła

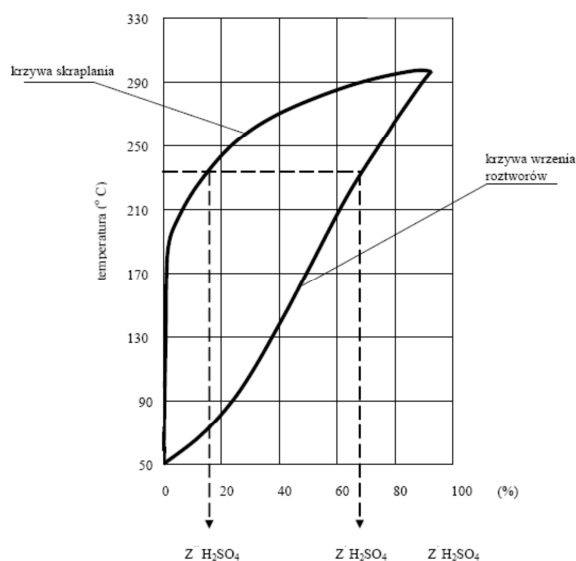
$$Nu = 0,21 \cdot 200000^{0,62} \cdot 0,716^{0,38} \cdot 1^{0,25} = 358$$

$$\alpha_2 = \frac{358 \cdot 2,256 \cdot 10^{-2}}{1,6} = 5,05 \frac{W}{m^2 K}$$

Ostatecznie współczynnik przenikania ciepła k obliczony ze wzoru (7) i parametr β ze wzoru (3) wynoszą odpowiednio: $k = 0,48$ [W/(m²/K)] i $\beta = 4,59 \cdot 10^{-3}$ [-]. Parametr β pozwala teraz obliczyć ze wzoru (6) bezwymiarową temperaturę spalin θ_s i odpowiadającą jej wymiarową temperaturę spalin T_s na wylocie z komina, które wynoszą odpowiednio: $\theta_s = 0,99$ i $T_s = 197,8^\circ C$. Zatem należy zauważyć, że dzięki ociepleniu komina spadek temperatury jest nieznaczny.

KWASOWY PUNKT ROSY

Temperaturę, w której z gazu zawierającego tylko parę wodną następuje jej wykroplenie nazywamy temperaturą wodnego punktu rosy. Temperatura kwasowego punktu rosy to temperatura gazów spalinowych, poniżej której ze spalin wykrapla się nisko stężony kwas siarkowy lub nisko stężony roztwór kwasów np. H_2SO_4 i HCl . Wykroplony kwas siarkowy, który jest silnie korodujący, stanowi zagrożenie dla wewnętrznych powierzchni kanałów spalinowych powodując ich korozję. Prowadzi to do stopniowego oblepiania pyłami wewnętrznych powierzchni ciągów i zmniejszenia ich przekrojów, a tym samym do zwiększenia oporów przepływów. Temperatura kwasowego punktu rosy jest więc granicą schładzania spalin [Stechman 2008]



Rys. 4. Wykres równowagi dla mieszaniny wody i kwasu siarkowego
 Fig. 4. Diagram of equilibrium for a mixture of water and sulfuric acid

Rysunek 4 przedstawia wykres równowagi dla mieszaniny wody i kwasu siarkowego przy łącznym ciśnieniu H_2O i H_2SO_4 , gdzie: $Z''_{\text{H}_2\text{SO}_4}$ – punkt rosy w funkcji udziału molowego kwasu siarkowego, $Z'_{\text{H}_2\text{SO}_4}$ – punkt wrzenia w funkcji udziału molowego kwasu siarkowego. Na wykresie krzywa skraplania przedstawia temperaturę równowagową (punkt rosy) w funkcji udziału molowego $Z''_{\text{H}_2\text{SO}_4}$ kwasu siarkowego w fazie gazowej. Krzywa wrzenia przedstawia temperaturę równowagową (punkt wrzenia) w funkcji udziału molowego $Z'_{\text{H}_2\text{SO}_4}$

H_2SO_4 kwasu siarkowego w cieczy powstałych na skutek kondensacji. Przy zmianie łącznego ciśnienia H_2O i H_2SO_4 cały wykres przesuwa się dając inną parę krzywych. Minimalny punkt obu krzywych odpowiada punktowi azeotropowemu dla temperatury nasycenia wody, a punkt maksymalny obu krzywych - punktowi azeotropowemu dla temperatury nasycenia kwasu. Skład fazy ciekłej i gazowej w punktach azeotropowych jest taki sam. Zatem przy danym ciśnieniu łącznym składowi fazy ciekłej roztworu wody i kwasu przynależy punkt wrzenia o określonym składzie par [Pronobis 2002].

Temperatura kwasowego punktu rosy spalin

Temperaturę kwasowego punktu rosy spalin można obliczyć, na podstawie Polskiej Normy [PN-EN 13384-1], dodając do temperatury punktu rosy pary wodnej zawartej w spalinach t_{wR} , poprawkę temperatury Δt_{sR} zależnej od zawartości SO_2 i SO_3

$$t_{sR} = t_{wR} + \Delta t_{sR} \quad (12)$$

Poprawkę Δt_{sR} oblicza się z zależności:

$$\Delta t_{sR} = f_{s1} + f_{s2} \ln k \quad (13)$$

gdzie:

f_{s1}, f_{s2} - współczynniki temperaturowe, K,

k - stopień przemiany SO_2 do SO_3 , %.

Udział dwu- i trójtlenku siarki w spalinach zależy od zawartości siarki w paliwie. Polska norma podaje tabelę (tab. 1) na podstawie której można odczytać wartości współczynników temperaturowych dla różnych paliw.

Temperatura kwasowego punktu rosy spalin t_{sR} dla paliw gazowych i lekkiego oleju opałowego, które są praktycznie odsiarczone jest równy punktowi rosy pary wodnej t_{wR} . Jeżeli w spalinach nie jest znana zawartość trójtlenku siarki to zgodnie z normą [PN-EN 13384-1] stopień przemiany wynosi 2%.

Tabela 1. Wartości f_{s1}, f_{s2} do wzoru (13) [PN-EN 13384-1]Table 1. Values f_{s1}, f_{s2} In formula (13) [PN-EN 13384-1]

Rodzaj paliwa	f_{s1} [K]	f_{s2} [K]
Koks	99	7
Węgiel kamienny	93	7
Węgiel brunatny	80	7
Olej ciężki, poniżej 4% S	94	7
Olej ciężki, poniżej 2% S	89	7
Olej ciężki, poniżej 1% S	85	7
Olej opałowy	0	0
Nafta	0	0
Gaz ziemny H	0	0
Gaz ziemny L	0	0
Gaz płynny	0	0
Drewno, 23,1% wilgotności	15	0
Drewno, 33,3% wilgotności	15	0
Drewno (brykiety, pelety)	15	0

Obliczanie kwasowego punktu rosy spalin

Produkcja energii cieplnej w EC Zielona Góra odbywa się w dwóch współpracujących ze sobą blokach: gazowo-parowym i węglowym, wykorzystywany jest gaz ziemny naazotowany L_w i węgiel kamienny. Na podstawie powyższej tabeli można obliczyć kwasowy punkt rosy dla paliwa wykorzystywanego w EC Zielona Góra.

Dla spalania gazu ziemnego $t_{wR} = 307,45K$, $f_{s1} = 0$, $f_{s2} = 0$, $k = 2\%$, poprawka temperatury i kwasowy punkt rosy wynoszą odpowiednio:

$$\Delta t_{sR} = 0 + 0 \ln 2 = 0K \text{ i } t_{sR} = 307,45K$$

Dla spalania węgla kamiennego $t_{wR} = 307,45K$, $f_{s1} = 93$, $f_{s2} = 7$, $k = 2\%$, zatem poprawka temperatury i kwasowy punkt rosy wynoszą odpowiednio:

$$\Delta t_{sR} = 93 + 7 \ln 2 = 97,85K \text{ i } t_{sR} = 307,45 + 97,85 = 405,3K$$

Na podstawie powyższego przykładu obliczeniowego można zauważyć, że temperatura punktu rosy spalin dla gazu jest równa temperaturze punktu rosy pary wodnej i jest o 97,85 K niższa niż w przypadku spalania węgla kamiennego.

Wpływ temperatury kwasowego punktu rosy i temperatury spalin na korozję materiału kominu może być oceniana na podstawie parametru Φ , zdefiniowanego (14). Parametr ten określa w jakim stopniu występuje korozja:

- $\Phi < 0,8$ – brak występowania korozji;
- $\Phi = 0,8 - 1,5$ – występowanie ograniczonej korozji;
- $\Phi = 1,5 - 3$ – występowanie średniej korozji;
- $\Phi > 3$ – bardzo silna korozja [Gomes 2005].

$$\Phi = \frac{t_{sR}}{t_s} \quad (14)$$

gdzie:

t_{sR} – temperatura kwasowego punktu rosy, K,

t_s – temperatura spalin, K.

Na podstawie wcześniej obliczonych temperatur kwasowego punktu rosy dla wybranych paliw i temperatury spalin $t_s = 456,75K$ mamy:

- dla gazu ziemnego:

$$\Phi = \frac{307,45}{456,75} = 0,67$$

- dla węgla kamiennego:

$$\Phi = \frac{405,3}{456,75} = 0,89$$

Zatem w obliczanym przykładzie korozja nie występuje przy spalaniu gazu ziemnego, może wystąpić w ograniczonym stopniu przy spalaniu węgla kamiennego.

PODSUMOWANIE

Wprowadzenie kompleksowego parametru β jest dużą zaletą niniejszego opracowania, ponieważ pozwala on na całościowe ujęcie wszystkich parametrów termodynamicznych, które decydują o przepływie i wymianie ciepła w kominie. Bardzo ważnym aspektem dotyczącym eksploatacji kominów jest określenie temperatury oraz warunków przepływających spalin. W omawianym przykładzie, komin był dobrze zaizolowany oraz jego średnica była duża. Wartości prędkości przepływających spalin sięgały prawie 30 m/s zatem czas w którym spaliny przepływały przez komin był na tyle krótki, że nie zdążyły się one wychłodzić. Spadek temperatury wyniósł 2,2°C i jest on na tyle mały, że

nie dochodzi do osiągnięcia kwasowego punktu rosy, ani też do występowania z tego powodu korozji w kominie.

LITERATURA

1. WIŚNIEWSKI S.: *Wymiana ciepła*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1988
2. STECHMAN A.: *Wybrane zagadnienia korozji kwasowej przewodów kominowych – obliczanie kwasowego punktu rosy spalin*. Prace Naukowe Instytutu Budownictwa Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2008
3. PRONOBIS M.: *Modernizacja kotłów energetycznych*. Wydawnictwa Naukowo – Techniczne, Warszawa, 2002
4. Polska Norma PN – EN 13384-1: *Kominy. Metody obliczeń cieplnych przepływowych. Część I. Kominy z podłączonym jednym paleniskiem*, 2004
5. GOMES J.F.P.: *Metallic Stacks: Estimate Corrosion Caused by Acid Gases*. Chemical Engineering Journal, 2005

FLOW CONDITIONS IN THE CHIMNEY AND ACID DEW POINT

S u m m a r y

The article presents methods for the simulation of static low-pressure gas network is characterized by rapid changes in pressure and velocity. Presented nonlinear algebraic mathematical models for calculating the relationship between pressure drop, the gas flow stream, geometric dimensions of pipes and pipeline gas properties.

Key words: exhaust gas flow, temperature distribution, the acid dew point

RÓŻA FRUZIŃSKA*

**KANALIZACJA BYTOWO-GOSPODARCZA
NA PRZYKŁADZIE MIEJSCOWOŚCI JEMIOŁÓW
CZĘŚĆ I. ZASADY OBLICZANIA SIECI**

Streszczenie

W artykule zaprezentowano zasady obliczania sieci kanalizacji bytowo-gospodarczej na przykładzie koncepcji projektowej miejscowości Jemiołów. Przedstawiono zasady wykonywania obliczeń hydraulicznych, zagłębienia kanałów ściekowych, spadków kanałów i prędkości przepływu ścieków. Przedstawiono również fragment obliczeń kanalizacji bytowo-gospodarczej dla wybranej miejscowości.

Słowa kluczowe: kanalizacja bytowo-gospodarcza, obliczenia kanalizacji

WPROWADZENIE

W wielu miejscowościach na terenie Polski wciąż brak jest kompleksowego systemu odprowadzania ścieków bytowo-gospodarczych. Od kilkunastu lat widać niesłabnące starania władz samorządowych o uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej na terenie gmin. Obowiązek ten jest zadaniem własnym gminy i wynika z art. 3 Ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzeniu ścieków (Dz.U. 2001 Nr 72, poz. 747).

Aby zrealizować obowiązek uregulowania gospodarki ściekami gminy zlecają wykonywanie prac budowlanych w zakresie budowy sieci kanalizacyjnych. Aby jednak przystąpić do prac budowlanych należy przygotować projekt kanalizacji bytowo-gospodarczej, który będzie kompleksowo przedstawiał rozwiązanie odprowadzania ścieków w konkretnej miejscowości.

Celem pracy było przedstawienie zasad obliczania sieci kanalizacji bytowo-gospodarczej dla miejscowości Jemiołów w gminie Łagów Lubuski.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

OBLICZENIA HYDRAULICZNE

Obliczenia hydrauliczne przekrojów kanałów polegają na wyznaczeniu wymiarów kanałów, określeniu napełnienia ściekami oraz prędkości przepływu ścieków [Błaszczuk i in. 1974]. Obliczenia wykonuje się dla określonych odcinków kanałów na podstawie wcześniej ustalonych, miarodajnych natężeń przepływu i spadków [Szpindor 1998, Błaszczuk 1974].

Dla uproszczenia obliczeń zakłada się, że w kanałach będą panować warunki ruchu jednostajnego. Warunkami tymi są: jednostajny charakter przepływu ścieków w kanale oraz stałość niektórych parametrów kanału, jak chropowatość ścianek, natężenie przepływu, spadek kanału, średnica [Błaszczuk 1974]. Zachowanie niezmiennych wszystkich wyżej wymienionych parametrów jest trudne do osiągnięcia, np. zachowanie stałego natężenia przepływu możliwe jest tylko w kanałach całkowicie szczelnych.

Natężenie ścieków w rzeczywistości jest zmienne, wpływa na to dopływ ścieków z przyłączy, infiltracja wód gruntowych, eksfiltracja ścieków z kanału do gruntu oraz dobowy i roczny nierównomierność rozbiórki wody. Parametrami obliczeniowymi, które nieznacznie odbiegają od wartości rzeczywistych są: spadek dna kanału oraz jego przekrój. Zależą one oczywiście od stopnia dokładności wykonania rur oraz tolerancji wymiarów. Również chropowatość możemy uznać za parametr niezmienny z uwagi na wysoką staranność wykonania rur i stosowanie nowoczesnych technologii ich wytwarzania.

Podstawowym równaniem, z którego można obliczyć natężenie przepływu w przewodach o częściowym lub całkowitym wypełnieniu dla przekroju kołowego jest wzór Manninga z roku 1889 [Chudzicki i Sosnowski 2009, Gruszecki i Wartalski 1986]:

$$Q = v \cdot f = K \cdot R_h^{\frac{2}{3}} \cdot \sqrt{J_E} \cdot f \text{ [m}^3 \cdot \text{s}^{-1}\text{]}$$

gdzie:

Q – obliczeniowe natężenie przepływu, [m³·s⁻¹],

v – prędkość przepływu w kanale, [m·s⁻¹],

f – powierzchnia czynna przekroju kanału, [m²],

K – współczynnik Manninga, [m^{1/3}·s⁻¹],

R_h – promień hydrauliczny, [m],

J_E – spadek hydrauliczny (strata energii na jednostkę długości), [-]

Przybliżoną wartość współczynnika Manninga K wyznacza się na podstawie wartości współczynnika chropowatości bezwzględnej k z poniższego wzoru [PN-EN 752-4:2001, Chodzicki i Sosnowski 2009, Błaszczuk i in. 1974]:

$$K = 4 \cdot \sqrt{g} \cdot \left(\frac{32}{D}\right)^{\frac{1}{6}} \cdot \log\left(\frac{3,7 \cdot D}{k}\right) [m^{1/3} \cdot s^{-1}]$$

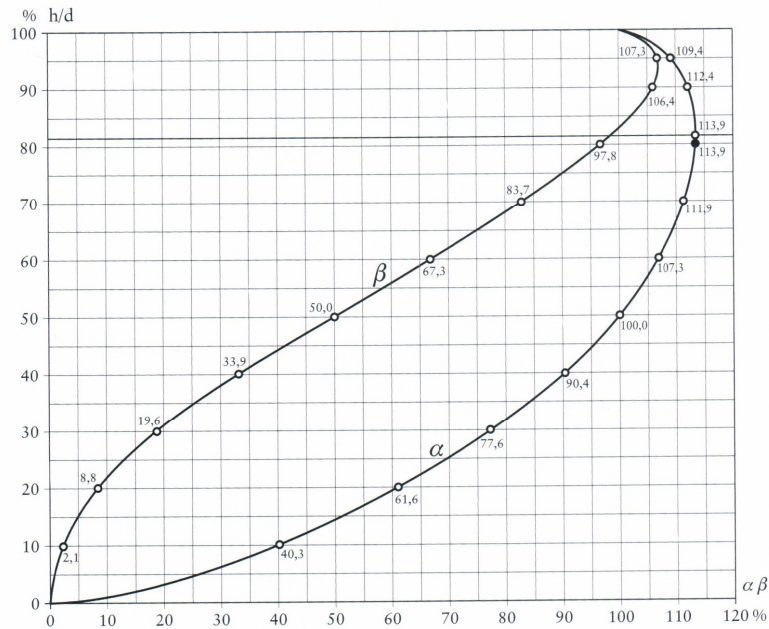
gdzie:

K – współczynnik Manninga, $[m^{1/3} \cdot s^{-1}]$,

g – stała grawitacji, $[m \cdot s^{-2}]$,

k – współczynnik chropowatości bezwzględnej przewodu, [m].

W obliczeniach hydraulicznych najczęściej korzysta się z nomogramów, z których można odczytać bezpośrednio przepływy i prędkości w kanałach – zarówno przy napełnieniu całkowitym jak i częściowym. Do obliczeń hydraulicznych kanalizacji bytowo-gospodarczej wsi Jemiołów wybrano nomogram według wzoru Manninga do obliczania rur dla $n=0,013$ [Szpindor 1998]. Jako uzupełnienie nomogramu wykorzystano krzywe sprawności przekroju kołowego, które wyznaczają zależności między przepływami i prędkościami przy rzeczywistych napełnieniach od wielkości przepływów i prędkości przy całkowitym napełnieniu przewodu.



Rys. 1. Krzywe zależności przepływów i prędkości od stopnia napełnienia kanału o przekroju kołowym [Chudzicki i Sosnowski 2009]

Fig. 1. Dependence of the flow and fluid speed of filling the circular cross pipe [Chudzicki i Sosnowski 2009]

gdzie:

d – średnica przekroju kanału,

h – wysokość napełnienia przekroju,

α – krzywa zależności od natężenia przepływu,

β – krzywa zależności od prędkości przepływu,

Q, v – natężenie i prędkość przepływu dla danego napełnienia,

Q_0, v_0 – natężenie i prędkość przepływu dla całkowitego napełnienia kanału.

ZAGŁĘBIENIE KANAŁÓW ŚCIEKOWYCH

Drugim etapem obliczania sieci kanalizacyjnej jest wyznaczanie zagłębienia spadków kanałów, czyli różnicę rzędnych terenu i dna kanału. Odpowiednio zaprojektowane powinny zapewnić grawitacyjny odpływ ścieków do sieci kanalizacyjnej.

Zagłębienie kanałów powinno być projektowane z uwzględnieniem odpowiedniej warstwy przykrycia ze względu na obciążenie dynamiczne i ochronę przed zamarzaniem. Dodatkowymi warunkami, które należy uwzględnić podczas projektowania to uniknięcie kolizji z innymi sieciami i urządzeniami podziemnymi a także ekonomia budowy i eksploatacja sieci [Błaszczuk i in. 1974].

Zagłębienia kanałów ściekowych są uzależnione od:

- odległości kanalizowanego obiektu od kanału,
- zagłębienia pomieszczeń kanalizowanych, takich jak sutereny i piwnice, w których zainstalowane są aparaty sanitarne lub przez które przechodzą przewody odpływowe odprowadzające ścieki do przykanalika,
- zakłębienia terenowe i sztuczne obniżenia terenu takie jak dwupoziomowe skrzyżowania ulic,
- przyjętych najmniejszych spadków przykanalików a także ich długości,
- minimalnych dopuszczalnych spadków kanałów uzależnionych od założonych prędkości,
- różnicy rzędnych terenu przy budynku i nad kanałem.
- układu wysokościowego terenu i ulic, ich nachylenia i rzędnych.

Zagłębienie kanału wyznacza się na podstawie wzoru [Haidrich 1999], poniżej na rys. 2 zamieszczono schematyczne zobrazowanie parametrów uwzględnianych podczas obliczania kanałów:

$$H = g + p + i \cdot L + h + (Z_{ul} - Z_b) [m]$$

gdzie:

H – zagłębienie kanału [m],

g – zagłębienie poniżej terenu pomieszczenia, przez które przechodzi główny przewód odpływowy [m],

p – zagłębienie głównego przewodu odpływowego równe sumie średnicy przewodu (zazwyczaj $d = 0,15$ m) i wymaganego przykrycia przewodu (przykrycie to nie powinno być mniejsze niż 0,50 m przy przewodach kamionkowych i 0,30 m przy żeliwnych) [m],

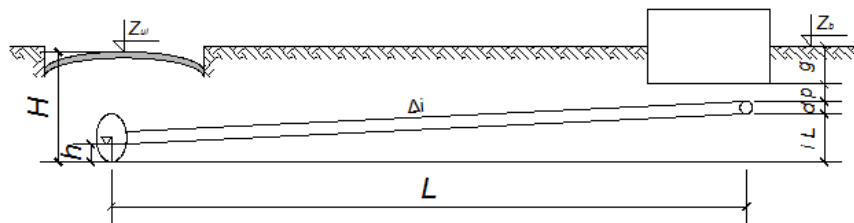
i – spadek przykanalika, który wynosi normalnie 2% a w wyjątkowych przypadkach minimum 1% [‰],

L – długość przykanalika i przewodu odpływowego w budynku [m],

h – wzniesienie dna wypustu kanałowego nad dnem kanału równe w zasadzie maksymalnemu napełnieniu kanału ściekami [m],

Z_{ul} – rzędne ulicy (terenu) nad kanałem [m],

Z_b – rzędna terenu przy budynku [m].



Rys. 2. Wyznaczenie zagłębienia kanałów ściekowych [Haidrich 1999]
Fig. 2. Designation of the drains recess [Haidrich 1999]

Najważniejszymi czynnikami wpływającymi na zagłębienie sieci są względy ekonomiczne i kolizje z przewodami. Kosztowność sieci kanalizacyjnej determinowana jest głównie przez koszt robót ziemnych [Błaszczyk i Stomatello 1983].

SPADKI KANAŁÓW I PRĘDKOŚCI PRZEPIYWÓW

Prędkość przepływu uzależniona jest od spadku kanału, jego średnicy i napełnienia ściekami. Im większy spadek, mniejsza średnica i większe napełnienie ściekami tym prędkość przepływu będzie większa

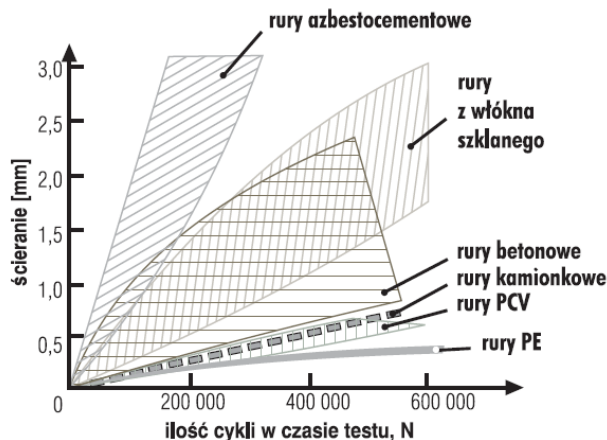
Spadki kanałów należy dobierać tak, aby mogły zaistnieć warunki potrzebne do samooczyszczania sieci przy uwzględnieniu maksymalnych i minimalnych prędkości przepływu ścieków. Spadek dla kanałów o średnicy 200mm nie powinny być mniejszy niż 5‰ i większy jak 230‰ [Szpindor 1998, Błaszczyk i in. 1974, Szyszkin i in. 1957].

Prędkość przepływu ścieków powinna być większa od $0,8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ i mniejsza od $5,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Założenie takiej prędkości przepływu ścieków nie pozwala na po-

wstawanie na dnie rurociągów osadów. Przy niedotrzymaniu tego warunku w projekcie należy przewidzieć okresowe płukanie sieci lub mechaniczne oczyszczanie kanału [Szpindor 1998].

W wykonanym opracowaniu w większości kanałów nie osiągnięto prędkości samooczyszczania. Spowodowane było to małą ilością ścieków, która z kolei wynikała z małych rozbiorów wody i niewielkiego zagęszczenia gospodarstw domowych.

Maksymalna prędkość przepływu ścieków wykorzystywana przy określaniu spadków kanałów jest przez wzgląd na zjawisko ścierania ścianek rur podczas przepływu ścieków obciążonych piaskiem i innymi zanieczyszczeniami. Ścieralność rur z różnych materiałów przedstawiona została na rys 3. Wynika z niego jednoznacznie, że największą odpornością na ścieranie charakteryzują się rury z polietylenu, polichlorku winylu oraz kamionkowe [KWH Pipe].



Rys. 3. Wykres odporności na ścieranie różnych materiałów - University of Darmstad (DIN 19534) [KWH Pipe Poland]

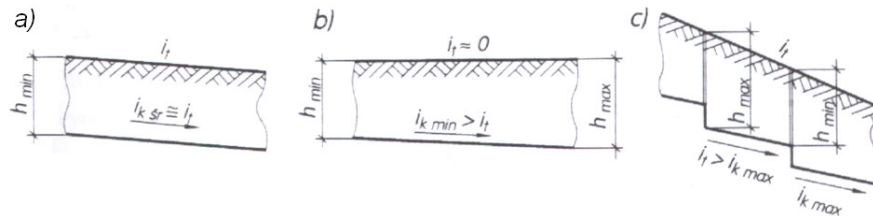
Fig. 3. Figure of abrasion resistance of various materials - University of Darmstad (DIN 19534) [KWH Pipe Poland]

Istnieje kilka wariantów projektowania spadków kanałów. Najkorzystniej jest układać kanały ze spadkiem zbliżonym lub równym naturalnemu spadkowi terenu, ponieważ wpływa to na zmniejszenie kosztu inwestycji poprzez znaczne ograniczenie robót ziemnych. Niestety tylko w kanałach tranzytowych można uzyskać dostatecznie równomierne spadki. W sieciach występują zazwyczaj częste zmiany spadku. Spowodowane jest to przez dołączanie bocznych dopływów do głównych kolektorów.

Najdogodniejsze rozwiązanie występuje, gdy spadek terenu oscyluje pomiędzy minimalnym a maksymalnym spadkiem kanału [Haidrich 1999].

Drugie rozwiązanie dotyczy spadku terenu mniejszego niż minimalny przyjęty spadek kanału. Zagłębienie kanału zmienia się w granicach od minimalnego do dopuszczalnego maksymalnego. Po przekroczeniu zagłębienia maksymalnego prowadzenie kanałów staje się nieekonomiczne i w takich przypadkach wymagane jest zastosowanie pompowni ścieków. Podnosić będzie ona ścieki na poziom odpowiadający minimalnemu zagłębieniu.

Trzecia możliwość prowadzenia kanałów dotyczy przypadku, gdy spadek terenu jest większy od przyjętego maksymalnego spadku kanału. Stosuje się spadek minimalny a obniżenie zagłębienia do maksymalnego dopuszczalnego poziomu otrzymuje się poprzez zastosowanie studzienek kaskadowych.



Rys. 4. Zasady prowadzenia kanałów ściekowych [Haidrich 1999]
Fig. 4. Principles of drains [Haidrich 1999]

W opracowaniu kanalizacji bytowo-gospodarczej zastosowano prowadzenie kanałów według zasad przedstawionych na rysunku 4a) oraz 4b). Na terenie wsi Jemiołów nie wystąpiły spadki terenu przekraczające maksymalnych dopuszczalnych spadków kanałów. Podczas obliczeń należy szczególną uwagę zwrócić na wyeliminowanie ewentualnych spadków odwrotnych, tzw. depresji.

W tabeli 1 zamieszczono część obliczeń hydraulicznych dla kanalizacji bytowo-gospodarczej dla miejscowości Jemiołów przy założeniu, że sieć budowana będzie z rur kamionkowych o średnicy 200 mm i grubości ścianek 37 mm.

Odcinek zamieszczony w poniższej tabeli obejmował końcowy fragment sieci. W studni S2 zaprojektowano połączenie dwóch kolektorów odbierających ścieki z dwóch części miejscowości. Minimalne zagłębienie, większe od minimalnego wynikającego ze strefy przemarzania gruntu zostało zwiększone do 1,98 z powodu kolizji z istniejącą siecią wodociągową. Przepływy ścieków były bardzo zróżnicowane i wynikały z małego zagęszczenia domów na rozpatrywanym terenie a przez to małe rozbiory wody.

Tab. 1. Obliczenia hydrauliczne kanalizacji bytowo-gospodarczej miejscowości Jemiołów dla odcinków od S13 do P2

Tab. 1. Hydraulic calculations of existentially-economic sewer Jemiołów village for sections from S13 to P2

Numer odcinka	L	Q	i_t	$i_{zał}$	d_{zew}	h	V_{rz}
	m	$dm^3 \cdot s^{-1}$	%o	%o	m	cm	$m \cdot s^{-1}$
S13 - S12	51,0	0,36	13,3	5,0	0,237	1,6	0,28
S12 - S11	27,0	0,37	11,9	5,0	0,237	1,7	0,28
S11 - S10	45,5	0,38	0,0	5,0	0,237	1,7	0,28
S10 - S9	38,0	0,45	-5,0	5,0	0,237	1,8	0,29
S9 - S8	47,0	0,47	12,6	5,0	0,237	2,0	0,34
S8 - S7	24,5	0,51	16,3	5,0	0,237	2,1	0,34
S7 - S6	34,0	0,52	20,6	9,0	0,237	1,7	0,40
S6 - S5	16,0	0,56	31,3	29,0	0,237	1,3	0,53
S5 - S4	42,5	0,56	28,2	28,0	0,237	0,9	0,54
S4 - S3	42,0	0,57	28,6	28,0	0,237	0,9	0,54
S3 - S2	26,0	0,57	19,6	18,0	0,237	1,4	0,50
S2 - S1	24,0	1,23	10,4	5,0	0,237	3,2	0,55
S1 - P2	3,0	1,23	3,3	5,0	0,237	3,4	0,45

Numer odcinka	Rzędna _{terenu}		Rzędna _{dna}		Rzędna _{zwierciadła}		Zagłębienie	
	m n.p.m.		m n.p.m.		m n.p.m.		m n.p.m.	
	P	K	P	K	P	K	P	K
S13 - S12	160,80	160,12	157,95	157,70	157,99	157,73	2,85	2,42
S12 - S11	160,12	159,80	157,66	157,53	157,70	157,57	2,46	2,27
S11 - S10	159,80	159,80	157,50	157,27	157,54	157,31	2,30	2,53
S10 - S9	159,80	159,99	157,24	157,05	157,28	157,09	2,56	2,94
S9 - S8	159,99	159,40	157,02	156,78	157,06	156,82	2,97	2,62
S8 - S7	159,40	159,00	156,75	156,63	156,79	156,67	2,65	2,37
S7 - S6	159,00	158,30	156,60	156,30	156,64	156,33	2,40	2,00
S6 - S5	158,30	157,80	156,27	155,81	156,30	155,84	2,03	1,99
S5 - S4	157,80	156,60	155,78	154,59	155,81	154,62	2,02	2,01
S4 - S3	156,60	155,40	154,56	153,39	154,59	153,41	2,04	2,01
S3 - S2	155,40	154,89	153,35	152,88	153,38	152,92	2,05	2,01
S2 - S1	154,89	154,64	151,60	151,48	151,65	151,53	3,29	3,16
S1 - P2	154,64	154,63	151,44	151,43	151,50	151,48	3,20	3,20

Ustalanie minimalnych spadków przy spadkach terenu większych niż 0,5% pozwoliło na zmniejszenie zagłębienia sieci i tym samym zmniejszenie kosztów wykonania kanalizacji. Zarówno wysokość zwierciadła jak i prędkość przepły-

wu ścieków była odpowiednia do niewielkiego natężenia przepływu. Największa różnica głębokości 1,28m w studni S2 wynika z różnicy zagłębienia dwóch kolektorów w studni S2. Ścieki ze studni S1 przekierowane będą do pompowni P2, która zapewni ciśnieniowy przepływ do kanalizacji w sąsiedniej miejscowości a stamtąd do gminnej oczyszczalni ścieków.

PODSUMOWANIE

W ostatnich latach widać wzmożone starania nad uporządkowaniem gospodarki wodno-ściekowej w wielu gminach. Wynika to z wymogów ustawowych i niesie ze sobą wiele pozytywnych korzyści. Budowa kanalizacji bytowo-gospodarczej jest zawsze czynnikiem wpływającym na poprawę stanu sanitarnego okolicznych wód powierzchniowych, a czasem także gruntowych – gdy ścieki gromadzone są w nieuszczelnionych zbiornikach bezodpływowych czy wylwane są w miejscach niedozwolonych.

Projektowanie kanalizacji bytowo-gospodarczej jest pierwszym krokiem zmierzającym do zbudowania sieci w konkretnej miejscowości. Projekt powinien zawierać między innymi obliczenia hydrauliczne, zagłębienia, rzędne oraz spadki kanałów i prędkości przepływów. Przeprowadzenie dokładnych obliczeń zapewnia prawidłowe działanie sieci kanalizacyjnej i pozwoli rozwiązać pojawiające się niekiedy trudności wynikające z ukształtowania terenu już na etapie projektowania.

Autorka jest stypendystką w ramach Poddziałania 8.2.2 „Regionalne Strategie Innowacji”, Działania 8.2 „Transfer wiedzy”, Priorytetu VIII „Regionalne Kadry Gospodarki” Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego Unii Europejskiej i z budżetu państwa



KAPITAŁ LUDZKI
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI



Lubuskie
Warte zachodu

UNIA EUROPEJSKA
EUROPEJSKI
FUNDUSZ SPOŁECZNY



LITERATURA

1. BŁASZCZYK W., ROMAN M., STAMATELLO H.: *Kanalizacja*. Tom I. Wyd. Arkady 1974, pp. 19-147
2. BŁASZCZYK W., STAMATELLO H.: *Kanalizacja. Sieci i pompownie* tom I. Wyd. Arkady 1983
3. CHUDZICKI J., SOSNOWKI S.: *Instalacje kanalizacyjne. Projektowanie, wykonanie, eksploatacja*. Wyd. „Seidel i Przywecki” sp. z o.o. 2009
4. GRUSZECKI T., WARTALSKI J.: *Kanalizacja. Materiały pomocnicze do ćwiczeń projektowych*. Wyd. Wyższa Szkoła Inżynierska 1986
5. HAIDRICH Z.: *Kanalizacja*. Wyd. Szkolne i Pedagogiczne S.A. 1999
6. KATALOG firmy KWH Pipe Poland: *Systemy KWH Pipe Informacje ogólne*
7. PN-EN 752-4:2001 Zewnętrzne systemu kanalizacyjne. Część 4: Obliczenia hydrauliczne i oddziaływanie na środowisko
8. SZPINDOR A.: *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja wsi*. Wyd. Arkady 1998
9. SZYSZKIN Z.N., KARELIN J.A., KOŁOBANOW S.K., JAKOWLEW S.W., ŻAK G.Ł.: *Kanalizacja*. Wyd. Budownictwa i Architektury 1957, pp. 55-75
10. USTAWA z dnia 7 czerwca 2001r. o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzeniu ścieków (Dz.U. 2001 Nr 72, poz. 747)

**SEWAGE SYSTEM FOR THE JEMIOŁÓW VILLAGE
PART I. NETWORK CALCULATION PRINCIPLES***S u m m a r y*

The paper has been described rules for calculating the existentially-economic sewer the example of Jemiołów village. It also presents the principles of hydraulic calculations, drains recess, declines in sewers and wastewater flow. Presented also part of the calculation existentially-economic drains for the selected village.

Key words: existentially-economic drains, sewer calculations

MARIA WŁODARCZYK-MAKUŁA

TRWAŁE ZANIECZYSZCZENIA ORGANICZNE W ASPEKTCIE KONWENCJI SZTOKHOLMSKIEJ

Streszczenie

W pracy przedstawiono przegląd danych literaturowych dotyczących trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) w środowisku wodnym. Według Konwencji Sztokholmskiej z 2001r. do tej grupy zalicza się dwanaście związków organicznych. Osiem z nich to polichlorowane insektycydy: aldryna, dieldryna, ednryna, chlordan, DDT, heptachlor, mirex, toksafen oraz heksachlorobenzen. Ponadto do TZO zaliczono trzy grupy związków: polichlorowane dobenzodioksyny, polichlorowane dibenzofurany oraz polichlorowane bifenyle.

Słowa kluczowe: TZO, PCDD, PCDF, PCB, HCB, insektycydy chloroorganiczne

WPROWADZENIE

Substancje chemiczne występujące w środowisku niezależnie od źródła pochodzenia i charakteryzujące się względną odpornością na rozkład zaliczane są do trwałych zanieczyszczeń [Alloway i Ayres 1999; Kaleta 2007]. Na podstawie Konwencji Bazylejskiej z 1989 r., Konwencji Rotterdamskiej z 1998 r., powstał w 2001 r. kolejny dokument zwany Konwencją Sztokholmską.

Postanowienia tej konwencji zostały przyjęte w 2004 r. przez Parlament Europejski i Radę Europy. W wyniku tego opracowano rozporządzenie WE Nr 850/2004 i dokonano zmiany Dyrektywy 79/117/EWG.

W tych dokumentach do trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) zaliczono 8 polichlorowanych insektycydów, heksachlorobenzen (HCB) (fungicyd) oraz trzy grupy związków oznaczanych jako polichlorowane bifenyle (PCB), polichlorowane dibenzodioksyny (PCDD) i polichlorowane dibenzofurany (PCDF) [Dz. Urz. UE seria L Nr 1582, 30.4.2004]. Wśród insektycydów wymieniono: aldrynę, dieldrynę, endrynę, chlordan, DDT, heptachlor, mirex i toksafen. Ponieważ lista TZO jest otwarta, w 2009r. do tej grupy zanieczyszczeń włączono kolejne 11 związków: heksabromobifenyl HBB, etery heksa-, okta- i pentabromodifenylowe, α , β , γ – heksachlorocykloheksany, chlordekan, pentachlorobenzen, kwas perfluorooktanosulfonowy i jego sole oraz fluorek sulfony-

lu **perfluorooktanu**. Obecnie proponuje się poszerzenie grupy TZO o kolejne związki: endosulfan i heksabromocyklodekan oraz krótkołańcuchowe parafiny chlorowane [www.ks.ios.edu.pl]. W Polsce pestycydy zawierające substancje aktywne wymieniane w Konwencji Sztokholmskiej nie są stosowane już od ponad 20 lat. **Wyniki monitoringu środowiska wskazują jednak**, że większość z nich jest nadal identyfikowana w wodach powierzchniowych, osadach dennych i organizmach wodnych [www.mos.gov.pl].

UWARUNKOWANIA PRAWNE DOTYCZĄCE TZO W ŚRODOWISKU WODNYM

Przystąpienie Polski do Unii Europejskiej zobowiązuje do przestrzegania uregulowań Wspólnoty Europejskiej dotyczących TZO. Kraje członkowskie zobowiązano do eliminowania z produkcji i użytkowania aldryny, dieldryny, endryny, chlordanu, heptachloru, HCB, mirexu, toksafenu i PCB. Ograniczone ma być stosowanie DDT oraz emisja PCDD, PCDF, PCB i HCB. Konwencja Sztokholmska została ratyfikowana w Polsce w 2004r. [Dz.U. 2008, Nr 138, poz. 864, Dz.U. 2009, Nr 14, poz. 77]. Opracowano Krajowy Program Wdrażania Konwencji, w którym określono priorytety jakie były podejmowane do końca 2010r. oraz będą prowadzone do 2015r. w odniesieniu do TZO.

Obecnie przedsięwzięcia skupiają się wokół:

- ograniczenia emisji PCDD, PCDF, PCB i HCB,
- identyfikacji terenów zanieczyszczonych i ich rekultywacji obejmującej dalszą likwidację mogilników, zapasów środków ochrony roślin zawierających TZO, utylizację odpadów zawierających PCB,
- kontroli emisji TZO do środowiska.

Wycofywanie substancji zaliczanych do TZO z wykorzystania rolniczo-przemysłowego rozpoczęto w latach siedemdziesiątych XX w. Od 1990r. wprowadzono zakaz stosowania związków z wyjątkiem DDT, który w niektórych przypadkach stosowano do 30 marca 2010r. Obecnie powinno być zakończone unieszkodliwienie wszystkich substancji zawierających PCB (do 30 czerwca 2010r.) w tym wymiana olejów zawierających PCB [www.mos.gov.pl]. Szczególne znaczenie wśród TZO mają dioksyny i furany gdyż nie są produkowane, lecz powstają jako produkty uboczne procesu spalania. W środowisku zidentyfikowano 75 kongenerów dioksyn i 135 kongenerów furanów, ale najczęściej oznacza się 7 kongenerów dioksyn, 10 furanów oraz 7 kongenerów zaliczanych do polichlorowanych bifenyli [Czarnomski i Izak 2008].

Według przepisów europejskich, wartości progowe ładunku PCDD i PCDF podane jako TEQ dla wody określono na poziomie 0,1 g/rok. [Dz.U. WE L33 z. 4.2.2006]. W przepisach polskich dotyczących jakości wód nie wymienia się tych związków. Rozporządzenie Ministra Środowiska dotyczące warunków

jakim powinny odpowiadać ścieki odprowadzane do wód lub do ziemi wymieniane są dioksyny i furany w odniesieniu do **ścieków przemysłowych** z oczyszczania gazów odlotowych z procesu termicznego przekształcania odpadów. Dopuszczalną wartość dla tych substancji określono na poziomie 0,3 ng/l [Dz.U. 2006,Nr 137, 984]. W odniesieniu do PCB istnieje obowiązek składania sprawozdania do Krajowego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń w przypadku, gdy ładunek emitowany do środowiska wodnego czy gleby przekracza 0,1 kg/rok [Dz. Urz. WE L.33 z.4.2.2006].

W Rozporządzeniu Ministra Środowiska **w sprawie warunków** jakim powinny odpowiadać ścieki odprowadzane do wód lub do ziemi, PCB wymieniono wśród innych zanieczyszczeń zaliczanych do szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Związki te nie powinny występować w ściekach [Dz.U. 2006, Nr 137, 984].

W odniesieniu do środków ochrony roślin w krajach Unii Europejskiej stosowane są jednolite przepisy określające warunki wprowadzenia do obrotu i użycia. Podstawowym dokumentem jest Dyrektywa 91/414/WE z 1991r. oraz Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady WE Nr 1107 z 2009r. W państwach członkowskich można rejestrować tylko te środki, które zawierają substancje czynne (EAS-Existing Active Substances) podane w Dyrektywie.

W Polsce obowiązuje Ustawa o ochronie roślin [Dz.U. 2004, Nr 11 poz. 94] oraz Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi dotyczące środków ochrony roślin i substancji czynnych [Dz.U. 2005, Nr 100 poz. 839].

Wśród wymagań jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do spożycia wymienia się pestycydy ogólne w III grupie zanieczyszczeń. Dopuszczalne stężenia dla kategorii A1, A2 i A3 wynoszą odpowiednio: 1 µg/l, 2,5 µg/l i 5,0µg/l [Dz.U. 2002, Nr 204, poz. 1728]. W Rozporządzeniu Ministra Zdrowia dotyczącym wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi wymieniono pestycydy, których dopuszczalne stężenie określono na poziomie 100 ng/l [Dz.U. 2010, Nr 72, poz. 466].

W odniesieniu do wód podziemnych Rozporządzenie Ministra Środowiska wymienia insektycydy, herbicydy, fungicydy, nematocydy, akarycydy, algicydy, rodentycydy, slimicydy oraz pochodne, metabolity i produkty rozkładu i reakcji. Dla poszczególnych związków dla klas od I do III wartość graniczna jest na poziomie 0,0001 mg/l. Dla IV i V klasy, stężenie dopuszczalne wynosi odpowiednio 0,0025 oraz więcej niż 0,0025 mg/l. Tło hydrogeochemiczne pestycydów w wodach podziemnych jest na poziomie zerowym. W odniesieniu do sumarycznej ilości pestycydów, stężenia graniczne są na poziomie 0,0005 mg/l dla klas I-III, a klasy IV podano wartość 0,0025mg/l , natomiast gdy stężenie jest większe od 0,0025mg/l wody należy zaliczyć do klasy V [Dz.U. 2008, Nr 143, 896].

Dla wód powierzchniowych wartości graniczne dotyczą sumarycznej ilości aldryny, dieldryny, endryny, izodryny i wynoszą 0,01 i 0,005 µg/l odpowiednio dla strugi, rzek oraz jezior i zbiorników. Spośród pestycydów wyróżniono także

DDT jako izomer para-para oraz DDT całkowity (suma DDT para-para, DDD, DDE, DMDT). Dla DDT całkowitego wartość dopuszczalna nie powinna przekraczać 0,025 µg/l. [Dz.U. 2008, Nr 162, 1008].

Te same związki chloroorganiczne wymieniane są w przepisach określających zakres badań monitoringowych (monitoring diagnostyczny) dotyczących wód powierzchniowych. Należą do substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego według komunikatu Komisji do Parlamentu Europejskiego. [Dz. U 2009, Nr 81, 685]. Rozporządzenie Ministra Środowiska dotyczące warunków jakim powinny odpowiadać ścieki odprowadzane do wód lub do ziemi wymienia się insektycydy z grupy chlorowanych. Poziom zanieczyszczenia dotyczący wszystkich rodzajów ścieków przemysłowych ustalono na poziomie 0,5µg/l [Dz.U. 2006, Nr 137, 984]. W Rozporządzeniu Rady Ministrów w sprawie opłat za korzystanie ze środowiska wymieniono aldrynę, dieldrynę, endrynę, izodrynę spośród innych zanieczyszczeń, za wprowadzenie których do wód lub do ziemi wraz ze ściekami stawka opłaty jest najwyższa [Dz.U. 2008, Nr 196, poz 1217]. Związki te oraz DDT podaje także Obwieszczenie Ministra Środowiska w sprawie kar za przekroczenia warunków wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi [MP 2009, Nr 69, poz. 893].

Stosowanie heksachlorobenzenu jako fungicydu jest zabronione dyrektywą 79/117/EWG. Wartości dopuszczalne i standardy jakości są zawarte w dyrektywie 76/464/EWG. HCB są objęte decyzją OSPAR nr 98/4 dotyczącą emisji i wartości granicznych zrzutu tych substancji. Roczny ładunek dopuszczalny jaki może być wprowadzany do wód lub gleby określony dla instalacji emitujących HCB wynosi 1 kg/rok [Dz. Urz. WE L 33 z.4.2.2006]

W Rozporządzeniu dotyczącym sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych podaje się wartość graniczną na poziomie 0,05 µg/l [Dz.U. 2008, Nr 162, 1008]. Heksachlorobenzen wymieniany jest w przepisach określających zakres badań monitoringu diagnostycznego wód powierzchniowych [Dz. U 2009, Nr 81, 685].

W Rozporządzeniu Ministra Środowiska dotyczącego warunków jakim powinny odpowiadać ścieki odprowadzane do wód lub do ziemi, HCB wymieniono jako jedną z substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Podano dopuszczalne stężenia średniodobowe wynoszące 2 mg/l dla ścieków przemysłowych pochodzących z produkcji HCB, TRI, PER oraz z innych produkcji. Dla tych ścieków średnio miesięczne wartości określono na poziomie 1 mg/l. W ściekach z produkcji PER dopuszczalne stężenie HCB średniodobowe i średniomiesięczne wynoszą odpowiednio: 3,0 i 1,5 mg/l. Dla ścieków z produkcji metali nieżelaznych stężenie HCB nie powinno przekraczać 0,003 mg/l [Dz.U. 2006, Nr 137, 984]. HCB wymieniono także w Rozporządzeniu Rady Ministrów w sprawie opłat za korzystanie ze środowiska [Dz. U 2008, Nr 196, poz. 1217] oraz w Obwieszczeniu Ministra Środowiska w sprawie kar za

przekroczenia warunków wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi [MP 2009, Nr 69, poz. 893].

ŹRÓDŁA TZO W ŚRODOWISKU

Dioksyny i furany nie są wytwarzane ani produkowane celowo, powstają natomiast jako produkty uboczne wielu procesów. W szczególności antropogenne źródła emisji skupiają się wokół:

- reakcji termicznych podczas produkcji i obróbki metali, termicznej przeróbki odpadów przemysłowych, medycznych i komunalnych, spalania paliw płynnych i stałych,
- reakcji chemicznych przebiegających przy produkcji chloroorganicznych półproduktów technicznych dla przemysłu chemicznego i środków ochrony roślin,
- reakcji fotochemicznych związanych z pozostałością po stosowanych w rolnictwie chlorowanych środków ochrony roślin,
- reakcji enzymatycznych, jakie wynikają z obecności mikroorganizmów, które mogą syntezować dioksyny i furany z wykorzystaniem peroksydaz.

Naturalne źródła emisji tych związków to [Grochowalski 2000, Schecter 2006]:

- emisja do atmosfery podczas wybuchów wulkanów i pożarów
- naturalne procesy geologiczne oraz synteza do badań naukowych.

W emisji PCDD/PCDF w Polsce dominują procesy spalania w sektorze komunalnym i mieszkaniowym (44,8%). Dane za 2002-2004 dotyczące 25 krajów Wspólnoty opublikowane w raporcie Komisji Europejskiej wskazują na dominację palenisk domowych w emisji dioksyn i furanów. Te źródła dostarczały 76% ogólnej emisji. Niecałe 17% PCDD/PCDF pochodziły z zakładów hutniczych, natomiast 3% - ze spalarni odpadów medycznych i weterynaryjnych. Dodatkowym źródłem chlorowcopochodnych organicznych środowisku oznaczanych jako PCDD, PCDF oraz PCB są transformatory i urządzenia chłodnicze (awarie) oraz środki konserwacji drewna. Największy udział procentowy wśród źródeł emisji PCB w Polsce w 2006r zajmowały urządzenia elektroenergetyczne (71,21%). Uwalnianie tych związków z procesów spalania w gospodarce komunalnej stanowiło 17%, natomiast mniej znaczące były procesy spalania w energetyce (5,5%) oraz w ruchu drogowym (3,9%) [Czarnomski 2008]. Badania zawartości PCB w pomieszczeniach wykazały, że PCB mogą być uwalniane z materiałów stosowanych w celu zabezpieczenia przeciwpożarowego oraz z uszczelnień [Heinzow 2007].

Głównym źródłem pestycydów w środowisku wodnym i glebowym jest chemizacja rolnictwa. Pestycydy stosowane są w celu zwiększenia produkcji żywności przez hamowanie rozwoju chwastów i rozmnażaniu szkodników.

Gromadzenie się pozostałości tych zanieczyszczeń w środowisku jest związane z [Sadecka 2002, Biziuk 2001]:

- niewłaściwym postępowaniem podczas aplikacji,
- nieodpowiednim zastosowaniem (zbyt duża dawka),
- niewłaściwym sposobem postępowania z przeterminowanymi środkami (skorodowane zbiorniki),
- odprowadzaniem ścieków z mycia urządzeń służących do oprysków, prania ubrań pracowników rozpylających preparaty,
- ściekami z zakładów chemicznych produkujących te środki,
- spływami z terenów, gdzie były stosowane,
- bezpośrednim wprowadzaniem do wody w celu zwalczania roślin wodnych i owadów.

CHARAKTERYSTYKA TZO

Wspólną cechą omawianych trwałych zanieczyszczeń organicznych jest poza względną opornością na rozkład, mała rozpuszczalność w wodzie, właściwości toksyczne większości z nich oraz zdolność do kumulacji na cząstkach stałych i w organizmach. Prekursorem powstawania polichlorowanych dioksyn jest dibenzo-p-dioksyna (dibenzo(1,4)dioksyna, ditlenek difenyleny). Jest zbudowana z dwóch pierścieni benzenowych połączonych dwoma mostkami tlenowymi w położeniu a,d. i tworzy płaską strukturę. Do pierścieni benzenowych mogą być podstawione w miejsce wodoru atomy lub rodniki (maksymalnie osiem), w wśród nich atomy chloru. W cząsteczce furanów pierścienie benzenowe łączy 1 atom tlenu (pierścień furanowy). Ze względu na różne miejsca podstawiania atomów chloru i ich ilość zidentyfikowano dotychczas w środowisku 75 dioksyn i 135 furanów. [Schechter 2006]. Polichlorowane dibenzodioksyny są ciałami stałymi, bezbarwnymi o małych wartościach ciśnienia par, co świadczy o stosunkowo niskiej lotności. Prężność par waha się w zakresie od $1,2 \cdot 10^{-7}$ do $8,6 \cdot 10^{-2}$ Pa. Rozpuszczalność tych związków w wodzie dla temperatur w zakresie 20-25°C jest mała w granicach od 0,2 do 278 µg/l. Są związkami niepolarnymi i dobrze rozpuszczają się w niepolarnych rozpuszczalnikach organicznych. Logarytm współczynnika podziału oktanol/woda wyznaczony dla dioksyn z dwoma atomami chloru jest w zakresie od 4,7 do 4,9 [Oleszczuk 2007]. Według Agencji IARC (The International Agency for Research on Cancer) tetrachlorodibenzodioksyna należy do związków rakotwórczych dla człowieka (grupa 1), a pozostałe polichlorowane dibenzodioksyny oraz polichlorowane dibenzofurany uznano za nierakotwórcze (grupa 3) [www.iarc.fr].

Jak już pisano, do dioksyn często zaliczane są także polichlorobifenyle (PCB) i polichlorowane trifenyle TCB. Polichlorowane bifenyle mają wzór ogólny $C_{12}H_nCl_{(10-n)}$. Oznacza to, że możliwych jest 209 izomerów o różnym

miejscu podstawienia i różnej ilości atomów chloru (od 1 do 10). W zależności od zawartości chloru PCB tworzą: produkty niekrystaliczne przy zawartości chloru mniejszej od 60%, łatwo topniejące żywice i produkty krystaliczne lub częściowo krystaliczne odpowiednio, gdy chlor stanowi 60-65% i powyżej 65%. [Grochowalski 2000]. Spośród 209 PCB, dwanaście spośród tych połączeń wykazuje działanie podobne do dioksyn, natomiast najczęściej oznaczane jest siedem (o numerach: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). Badania obejmuje się także cztery koplarnie PCB (numerach 77, 81, 126, 169), lub mono-orto PCB (o numerach 105, 114, 118, 123, 156, 157,67,189) [Folch 1996, Schecter 2006]. PCB są trwałe w wysokich temperaturach, odporne na działanie kwasów i zasad. Temperatura zapłonu tych związków jest wysoka, dlatego używane były jako składniki środków zabezpieczających przed zapaleniem. Charakteryzują się niskim przewodnictwem elektrycznym, dobrym przewodnictwem ciepła i odpornością na działanie czynników chemicznych. PCB należą do związków lipofilnych, hydrofobowych, co sprzyja akumulacji w organizmach. Podobnie jak dioksyny i furany także i bifenyle łatwo rozpuszczają się w tłuszczach, dlatego odkładają się w tkance tłuszczowej organizmów. Agencja IARC polichlorowane bifenyle zalicza do grupy 2A uznając je za prawdopodobnie rakotwórcze dla człowieka [www.iarc.fr].

Wśród pestycydów organicznych najpowszechniej stosowane są takie, w których aktywną grupę stanowią związki należące do węglowodorów chlorowanych, związki fosforoorganiczne, pochodne kwasu karbaminowego oraz pyretroidy, herbicydy z grupy fenoksy i rodentycydy z grupy antykoagulantów. Klasyfikacja pestycydów jest różnorodna ze względu na odmienną strukturę chemiczną, toksyczność, trwałość w środowisku, ścieżek migracji oraz ich zastosowania. Mimo wycofania z użytku, obecność pozostałości poszczególnych związków jak i produktów przemian potwierdza się w organizmach. Wynika to ze znacznej trwałości tych połączeń organicznych, szczególnie DDT i dieldryny oraz dużego stopnia zanieczyszczenia gleb, wód i osadów dennych. Czas zaniku tych pozostałości oceniany jest na dziesięciolecia. W tym czasie są uwalniane i wnikają do wodnych i lądowych łańcuchów pokarmowych, dlatego stężenia u zwierząt mogą być wysokie, nawet po upływie kilku/kilkunastu lat od zastosowania [Walker 2002]. Niektóre z pestycydów były wycofane ze stosowania wcześniej, ale były składnikami importowanych preparatów stosowanych do późnych lat osiemdziesiątych. Specyficznym związkiem jest HCB, który został wycofany z użycia w 1979r., ale jest produktem rozpadu innych pestycydów stosowanych do 1986r. W tab. 1 przedstawiono wybrane właściwości związków wymienianych w Konwencji sztokholmskiej oraz klasyfikację według IARC [Czarnomski 2004, Oleszczuk 2007, www.mos.gov.pl, www.ios.info.pl, www.iarc.fr].

Tab. 1. Wybrane właściwości TZO [Oleszczuk 2007, www.ios.info.pl; www.ios.info.pl www.iarc.fr]

Table 1. Chosen properties of the Persistence Organic Pollutants [Oleszczuk 2007, www.ios.info.pl; www.ios.info.pl www.iarc.fr]

Pestycydy	Okres stosowania	Czas rozkładu w glebie	Grupa wg IARC	Toksyczność LD ₅₀
aldryna	do 1990r.	do 25 lat	3	39-60 mg/kg dla gryzoni
dieldryna	do 1979r.	do 25 lat	3	46 mg/kg dla gryzoni, 153 mg/kg dla ptaków, 0,0012 mg/kg dla ryb
endryna	do 1990r.	około 12 lat	3	7,5 mg/kg dla gryzoni, 5,6 mg/kg dla ptaków, 0,0007 mg/kg dla ryb
chlordan	do 1997r.	około 14 lat	2B	działanie estrogenne
DDT	do 1990r. ale w innych preparatach do 2010r.	8-12 lat	2B	500mg/kg dla człowieka, 87 mg/kg dla gryzoni, LC50 dla ryb- 1,5-5,5µg/l
Hepta-chlor	do 1985r.	3-5 lat	2B	70-135 mg/kg dla gryzoni
Mirex	niedopuszczony do obrotu w Polsce	utlenianie 1143 lata	2B	działanie estrogenne
Toxafen	do 1983r. ale preparaty importowane wycofano w 1987r.	około 20 lat	2B	69 mg/kg dla gryzoni
HCB	do 1979r. ale jest produktem rozpadu innych pestycydów	powyżej 5 lat	2B	10mg/kg dla ssaków, 575 mg/kg dla ptaków, 0,03 mg/kg dla ryb

Grupa 2B – prawdopodobnie rakotwórcze dla człowieka,
Grupa 3- nie klasyfikowane jako rakotwórcze

Heksachlorobenzen (HCB) jest praktycznie nierozpuszczalny w wodzie ($0,005\text{g/m}^3$) ani w alkoholach. Rozpuszcza się natomiast w gorącym benzenie, chloroformie, siarczku węgla. Logarytm współczynnika oktanol/woda określono na poziomie 3,93. HCB odznacza się bardzo małą lotnością; prężność par wynosi $2,3 \cdot 10^{-3}$ Pa [Czarnomski 2004].

PODSUMOWANIE

Na podstawie dostępnych informacji można stwierdzić, że przepisy prawne regulują na bieżąco zakres stosowania środków ochrony roślin zawierających substancje biologicznie aktywne. Wykorzystanie substancji wymienionych w Konwencji Sztokholmskiej do produkcji środków ochrony roślin jest obecnie zakazane [Dz. U 2009, Nr 14 poz. 76]. Przepisami objęte jest wydawanie zezwoleń na dopuszczenie środków ochrony roślin do obrotu i stosowania. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z 2005 r. przewiduje konieczność wykonania badań oceniających toksyczność pestycydów dla ssaków, zwierząt, owadów i glonów. Pomija się natomiast badania nad synergistycznym i antagonistycznym działaniem preparatów pestycydowych na organizmy oraz na rośliny [Dz. U 2005, Nr 100 poz. 838 i 839]. Mimo zakazu stosowania wielu substancji aktywnych (składników pestycydów), pozostałości tych związków są nadal identyfikowane w środowisku. Uwzględnia się je także w przepisach prawnych dotyczących wód powierzchniowych, podziemnych i gleby jak i ich monitoringu. Uwzględniając, że niektóre związki zaliczane do TZO są emitowane do środowiska w sposób niezamierzony, kontrolowanie skażenia środowiska jest ciągle ważnym i aktualnym problemem. Nawiązując do zasady wytyczonej w Konwencji, lista TZO jest uaktualniana. W 2009r. do tej grupy zanieczyszczeń dołączono 11 związków, a obecnie proponuje się poszerzenie grupy o trzy kolejne. Należy podkreślić, że w środowisku obecne są także inne związki organiczne takie jak WWA, które ze względu na swoje właściwości i toksyczność dla organizmów powinny zostać włączone do grupy TZO.

LITERATURA

1. ALLOWAY B.J., AYRES D.C., *Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska*, PWN, Warszawa 1999
2. BIZIUK M i inni, *Pestycydy – występowanie, oznaczanie i unieszkodliwianie*, WNT, Warszawa 2001
3. CZARNOMSKI K., IZAK E., *Trwałe zanieczyszczenia organiczne w środowisku*, Materiały informacyjne, Wydawnictwo Naukowe G. Borowski, Lublin 2008

4. Dz. URZ. UE seria L Nr 1582, 30.4.2004
5. Dz. Urz. WE L33 z.4.2.2006
6. Dz. U. 2002, Nr 204, poz. 1728
7. Dz. U. 2002, Nr 165 poz. 1359
8. Dz. U. 2004, Nr 130, poz. 1391
9. Dz. U. 2004, Nr 11 poz. 94
10. Dz. U. 2005 Nr 100 poz. 838, poz. 839
11. Dz. U. 2006, Nr 137, 984
12. Dz. U. 2008, Nr 138, poz. 864
13. Dz. U. 2008, Nr 143, 896
14. Dz. U. 2008, Nr 196, poz. 1217
15. Dz. U. 2008, Nr 162, 1008
16. Dz. U. 2009, Nr 14, poz. 76, poz. 77
17. Dz. U. 2009, Nr 81, 685
18. Dz. U. 2010, Nr 72, poz. 466
19. FOLCH I., VAQUERO M.T., COMELLAS L., BROTO-PUIG F., *Extraction and clean-up methods for improvement of the chromatographic determination of polychlorinated biphenyls in sewage sludge amended soils: elimination of lipids and sulphur*, Journal of Chromatography A, Nr 719, 121-130, 1996
20. GROCHOWALSKI A., *Badania nad oznaczaniem polichlorowanych dibenzodioskyn, dibenzofuranów i bifenyli*, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Monografia 272, Kraków 2000
21. HEINZOW B., MOHR S., OSTENDORP G., KERST M., KÖRNER W., *PCB and dioxin-like PCB in indoor air of public buildings contaminated with different PCB sources-deriving toxicity equivalent concentrations from standard PCB congeners*, Chemosphere, Nr 67, 1746-1753, 2007
22. KALETA J., *Niebezpieczne zanieczyszczenia organiczne w środowisku wodnym*, Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej Budownictwo i Inżynieria Środowiska, Nr 9, 31-41, 2007
23. OLESZCZUK P., *Zanieczyszczenia organiczne w glebach użytkowanych osadami ściekowymi. Część I. Przegląd badań*, Ecological Chemistry and Engineering, S1, Nr 29, 65-76, 2007
24. MP 2009, Nr 69, poz. 893
25. SADECKA Z., *Toksyczność i biodegradacja insektycydów w procesie fermentacji metanowej osadów ściekowych*, Wydawnictwo Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2002
26. SCHECTER A., BIRNBAUM L., RYAN J.J., CONSTABLE J.D., *Dioxins: An overview*, Environmental Research, Nr 101, 419-428, 2006
27. WALKER C.H., HOPKIN S.P., SILBY R.M., PEAKALL D.B., *Podstawy ekotoksykologii*, PWN, Warszawa 2002
28. www.iarc.fr

- 29. www.ks.ios.edu.pl
- 30. www.mos.gov.pl
- 31. www.ios.info.pl

PERSISTENCE ORGANIC POLLUTANTS IN ASPECT OF STOCKHOLM CONVENTION

S u m m a r y

The aim of this paper was the review of persistence organic pollutants according to Stockholm Convention in year 2001. POPs To this group ranks twelve organic compounds. Eight of them are insecticides: aldrine, dieldrine, edrine, chlordan, DDT, heptachlor, mirex, toksafen as well as heksachlorobenzen. It moreover it to POPs was numbered were three groups of compounds: polychlorinated dibenzodioxins, polychlorinated dibenzofurans as well as polychlorinated biphenyls.

Key words: POPs, PCDD, PCDF, PCB, HCB, pesticides

EWA OGIOŁDA*, TOMASZ POWĘSKI**

OBlicZENIA SYMULACYJNE SIECI KANALIZACYJNEJ W DZIELNICY GŁOGOWA

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki obliczeń hydraulicznych sieci ogólnospławnej dzielnicy Głogowa przeprowadzonych przy pomocy programu komputerowego EPA SWMM. Pozwoliły one na określenie parametrów charakteryzujących przepływ w kanałach, a symulacje dotyczące opadów o różnej charakterystyce umożliwiły wskazanie słabych punktów sieci i rozwiązań zmierzających do poprawy stanu systemu.

Słowa kluczowe: zależność opad – odpływ, kanalizacja ogólnospławna

WSTĘP

Kanalizacja deszczowa i ogólnospławna są niezbędnymi elementami infrastruktury miejskiej, których zadaniem jest odprowadzenie wód opadowych. Bardzo istotne jest właściwe wymiarowanie kanałów, czyli znalezienie „złotego środka” pomiędzy kosztami inwestycyjnymi i stratami, jakie może spowodować nieprawidłowe działanie sieci. Skomplikowanym zadaniem jest ustalenie natężenia przepływu wód deszczowych – w tym celu potrzebne jest określenie zależności między nierównomiernym opadem o zróżnicowanym prawdopodobieństwie wystąpienia a wielkością odpływu, na który wpływ mają zjawiska spływu powierzchniowego czy retencji kanałowej. Każdy system odprowadzenia wód opadowych powinien być dostosowany do lokalnych warunków terenowych.

Cennym narzędziem jest oprogramowanie umożliwiające przeprowadzenie obliczeń symulacyjnych dla zróżnicowanych opadów deszczowych oraz dokonanie na podstawie ich wyników oceny prawidłowości pracy sieci i wyboru rozwiązań zmierzających do poprawy stanu systemu.

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Łądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

** EKOSYSTEM Zielona Góra

CHARAKTERYSTYKA GŁOGOWA

Głogów jest miastem leżącym w województwie dolnośląskim, nad Odrą, na granicy dwóch kontrastujących mezoregionów fizyczno-geograficznych, tj. Wzgórz Dalkowskich oraz Pradoliny Głogowskiej. Leży w południowo-zachodniej Polsce, na obszarze o rocznej sumie opadów z zakresu 550-600 mm oraz średniorocznej temperaturze wynoszącej 8,0-9,0°C.

W północno-zachodniej części miasta, której dotyczy analiza przedstawiona w niniejszym artykule, występują różne rodzaje zagospodarowania terenu [Studium 2010]:

- zabudowa mieszkaniowa wielorodzinna – Osiedle Kopernik, Osiedle Przemysłowe;
- zabudowa mieszkaniowa jednorodzinna – Osiedle Brzostów;
- zabudowa przemysłowa – Osiedle Przemysłowe (Nadodrze);
- cmentarze – dzielnica Brzostów;
- ogródki działkowe.

Zróżnicowanie pokrycie powierzchni w powiązaniu ze zmienną rzeźbą terenu powoduje, że warunki odpływu wód opadowych nie są jednakowe. Obszar ten może być traktowany jako reprezentatywny dla zlewni całego miasta, gdyż zawiera wszystkie charakterystyczne dla Głogowa elementy (rzeźbę oraz formy zagospodarowania terenu).

SIEĆ KANALIZACYJNA GŁOGOWA

Sieć kanalizacyjna Głogowa to w zdecydowanej większości system ogólnospławny, rozdzielczy występuje tylko na niewielkich fragmentach miasta, w szczególności na osiedlach domków jednorodzinnych.

Przebieg kanałów determinowany jest położeniem głównych ulic miasta oraz osiedli mieszkaniowych. Stały spadek terenu powoduje, że do efektywnego transportu ścieków nie są potrzebne przepompownie. Nachylenie terenu w kierunku doliny Odry wymusza ciągły ruch grawitacyjny.

Pięć kolektorów, ułożonych równoległe do siebie, nachylonych jest w kierunku doliny Odry. Trasa głównego zbieracza ścieków ogólnospławnych przebiega równoległe do Odry – na całej długości jest to kanał jajowy, którego wymiary zmieniają się od 0,70 x 1,05 m (w części wschodniej miasta) do 1,80 x 2,50 m (na odcinku prowadzącym bezpośrednio do oczyszczalni ścieków). Takie rozplanowanie kanałów zapewnia kompleksowe odprowadzenie ścieków z każdej dzielnicy Głogowa, dzięki czemu stopień skanalizowania miasta wynosi niemal 100%. W celu odciążenia oczyszczalni oraz usunięcia nadmiaru wód opadowych, eksploatowane są cztery przelewy burzowe, umożliwiające zrzucenie wód deszczowych do Odry [Program Rewitalizacji 2007].

CHARAKTERYSTYKA PROGRAMU EPA SWMM

Do przeprowadzenia obliczeń zastosowano EPA SWMM – jeden z programów ułatwiających proces projektowania oraz ocenę eksploatacji systemów odprowadzających wody opadowe. Model matematyczny pozwala na transpozycję wielkości opadu na odpływ, który wypełnia określone uprzednio elementy, takie jak system rur, kanałów otwartych, pompownie, zbiorniki retencyjne, wyloty kanalizacyjne itp. Możliwa jest także analiza parametrów pokrewnych (wysokość napełnienia kanału, wydatek objętościowy ścieków w dowolnym punkcie sieci czy wskaźniki jakościowe ścieków itp.) [Rossmann 2004, Zawilski 2008].

Określanie ilości wód opadowych opiera się na modelu zlewni, który może być podzielony na dowolną ilość podzlewni, różniących się parametrami określonymi w module danych wejściowych do programu. W celu prawidłowego zasymulowania zachowania się wód opadowych niezbędna jest znajomość następujących wielkości opisujących zlewnię [Zawilski 2008]:

- powierzchnia zlewni,
- nachylenie zlewni w kierunku spływu,
- stopień uszczelnienia (współczynnik spływu),
- szerokość pasa spływu wody (obliczana jako iloraz powierzchni zlewni i oszacowanej długości toru spływu wody),
- współczynnik szorstkości Manninga (dla powierzchni szczelnej i przepuszczalnej),
- charakterystyka zlewni pod względem szybkości infiltracji wody.

Danymi źródłowymi są także pluwiogramy opadu oraz hydrogramy odpływu.

W modelowaniu wykorzystuje się [Zawilski 2008]:

- metodę Hortona,
- metodę Green-Ampta,
- metodę SCS.

Wielkości spływu wód opadowych przypisana jest do poszczególnych węzłów sieci kanalizacyjnej. Przebieg zmienności natężenia przepływu, w zależności od czasu, obliczany jest przez moduł programu wykorzystujący i rozwiązujący układ równań de Saint-Venanta dla ruchu nieustalonego. Model ten umożliwia przejście z przepływu grawitacyjnego w ciśnieniowy oraz zaimplementowanie szeregu obiektów (zbiorników, retencyjnych, pompowni itp.) opisanych indywidualnymi charakterystykami. Ta procedura obliczeniowa nosi nazwę fali dynamicznej.

Symulacja przeprowadzona w programie EPA SWMM może dać wiarygodne rezultaty wyłącznie, gdy dysponuje się odpowiednią bazą danych dotyczących opadów, parametrów zlewni, sieci kanalizacyjnych czy charakterystyki gruntu. Modelowanie w programie SWMM musi być wspomagane przez skali-

browanie parametrów domyślnie ustalonych przez algorytm programu. Prawidłowo przeprowadzona kalibracja musi być poparta danymi dotyczącymi zależności opadu i odpływu [Zawilski 2008].

Wyniki obliczeń określają poszczególne parametry – natężenie i prędkość przepływu, napełnienie kanałów mogą być przedstawiane zarówno w postaci tabelarycznej, jak również w formie graficznej – grafów i profili kanałów.

MODEL SYMULACYJNY

Model symulacyjny systemu odprowadzania ścieków deszczowych z zachodniej części Głogowa wykonano w oparciu o inwentaryzację sieci kanalizacji ogólnospławnej. Łącznie na sieci zostało rozmieszczonych 216 węzłów, z czego 213 odpowiada studzienkom kanalizacyjnym, 2 węzły stanowią wyloty kanalizacyjne (dopływ ścieków do oczyszczalni ścieków oraz wylot kanału burzowego za przelewem do odbiornika), a jeden węzeł przelewowi burzowemu. Sieć zbudowana jest z 215 odcinków, które odpowiadają lokalizacji kolektorów i kanałów rozdzielczych w terenie. Model nie uwzględnia położenia przyłączy kanalizacyjnych. Sumaryczna długość odcinków wynosi 13713 m. Zachodnia zlewnia Głogowa obejmuje obszar 202,47 ha. Zdecydowana większość przewodów została wykonana jako kanały kołowe, których średnice mieszczą się w zakresie 200 – 2000 mm. Jedynie fragmenty głównego miejskiego zbieracza zostały wykonane jako kanały jajowe o wymiarach 1840 x 2000 mm oraz 2100 x 2250 mm. Dla wszystkich kanałów przyjęto wartość współczynnika szorstkości 0,013 (rys. 1).

W związku z tym, że do odprowadzania wód opadowych z większej części Głogowa służy kanalizacja ogólnospławna, konieczne było dodanie przepływów ścieków bytowo-gospodarczych.

WYNIKI BADAŃ

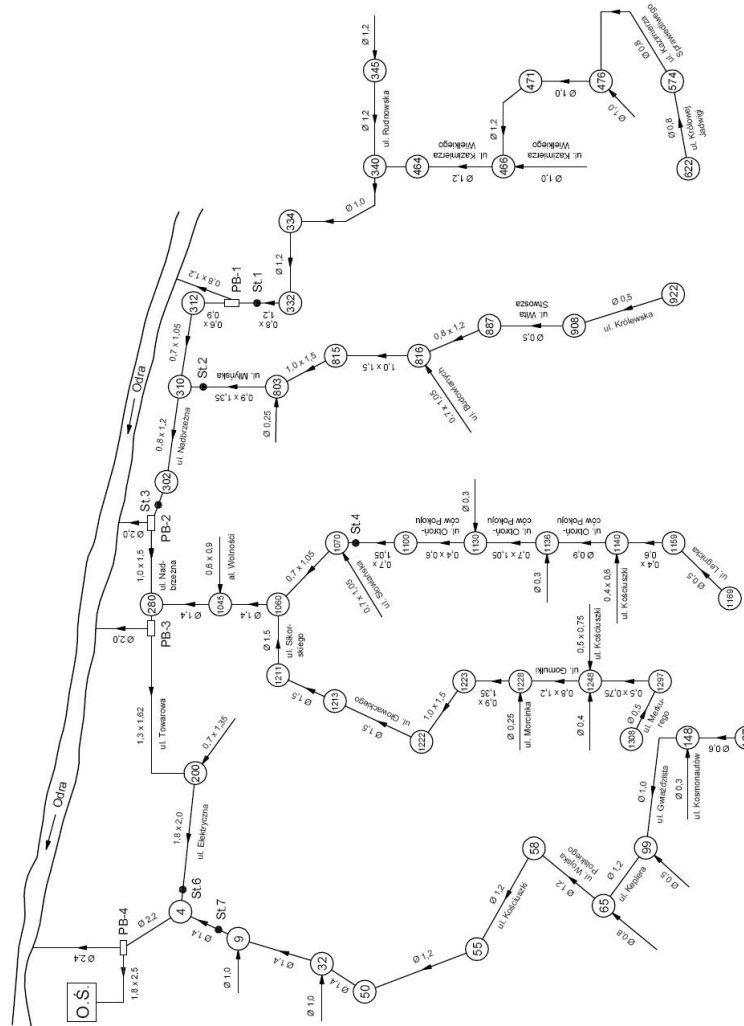
Przeprowadzono analizę wpływu zróżnicowanych opadów na eksploatację sieci kanalizacji ogólnospławnej w części zachodniej Głogowa. Dobór opadów do symulacji wykonano w taki sposób, aby zróżnicować następujące parametry:

- czas rozpoczęcia i zakończenia opadu,
- wysokość opadu,
- czas trwania opadu,
- średnie i maksymalne natężenie.

W celu zróżnicowania wytypowanych opadów podzielono je na trzy grupy zgodnie ze skalą przedstawioną przez Chomicza – opady silne, ulewne i nawalne. Przebieg wybranych zjawisk określają natężenia cząstkowe, ustalone

w oparciu o zapisy pluwiograficzne, odczytywane w przedziałach czasowych wynoszących 10 minut. Parametry charakteryzujące przepływy w kanałach to prędkości i natężenia przepływu.

Analiza deszczy silnych objęła swoim zakresem trzy zjawiska, których wybrane parametry zamieszczono się w tabeli 1.



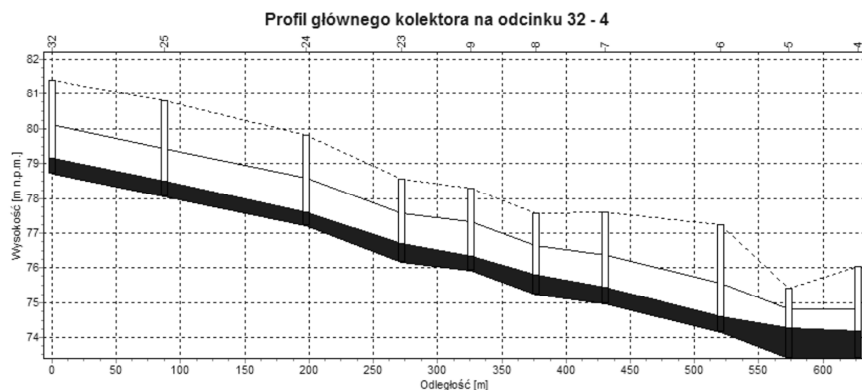
Rys. 1. Graf sieci kanalizacyjnej Głogowa
 Fig. 1. Graph of the sewer system in Głogów city

Tab. 1. Parametry deszczy silnych

Tab. 1. Parameters of heavy precipitation

Lp.	Czas trwania	Wysokość opadu	Średnie natężenie opadu	Maksymalne natężenie opadu
	[min]	[mm]	[mm/h]	
S1	250	19,95	4,80	17,40
S2	110	8,30	4,53	18,00
S3	40	9,40	14,10	33,00

Badanie zmienności napęgnięć w kanałach wykazało, iż najwyższe napęgnięcia notowano w odcinkach zbiorczych, znajdujących się w części północnej badanego obszaru. W żadnym z badanych przypadków nie nastąpiło jednak przekroczenie „bezpiecznych” wartości, a najwyższe napęgnięcie wyniosło 0,81m, co stanowiło tylko 58% całkowitego prześwitu kanału o średnicy 1,40 m (rys. 2).



Rys. 2. Profil głównego kolektora na odcinku 32-4 (S3 – 75 minut od rozpoczęcia opadu)

Fig. 2. Profile of conduit-nodes 32-4 (S3 after 75 minutes from the start of rainfall)

Symulacja wykazała, że najwyższe prędkości zanotowano w końcowych odcinkach sieci, gdzie prędkość osiągała chwilowe wartości 3,0-3,5 m/s. W początkowych odcinkach sieci prędkość często nie przekraczała wartości 1,0 m/s i nie gwarantowała usunięcia zanieczyszczeń stałych w kanałach.

Analizę deszczy ulewnych przeprowadzono dla 9 zjawisk, których parametry przedstawiono w tabeli 2.

Tab. 2. Parametry deszczy ulewnych

Tab. 2. Parameters of cloudburst precipitation

Lp.	Czas trwania	Wysokość opadu	Średnie natężenie opadu	Maksymalne natężenie opadu
	[min]	[mm]	[mm/h]	
U1	40	8,00	5,33	26,70
U2	20	15,70	47,10	47,40
U3	130	17,70	8,17	54,00
U4	40	15,30	22,95	43,20
U5	30	27,50	55,00	96,00
U6	140	20,70	8,87	23,40
U7	100	15,00	9,00	28,80
U8	80	13,20	9,90	39,00
U9	180	25,55	8,52	49,20

W większości przypadków analizowanych opadów silnych nie wystąpiły nadpiętrzenia w kanałach, ale wartości napełnień i prędkości przepływu były większe, niż w przypadku deszczy silnych.

Inaczej wyniki kształtowały się dla opadów U2, U5, U9, podczas których występowały przepełnienia, zarówno w kanałach początkowych, jak i w końcowych odcinkach kolektora. Maksymalne natężenia przepływu powodowały pracę kanałów pod ciśnieniem. Sieć nie była w stanie odprowadzić wód opadowych w części systemu, co można tłumaczyć znacznymi spadkami terenu oraz wysokim stopniem uszczelnienia powierzchni.

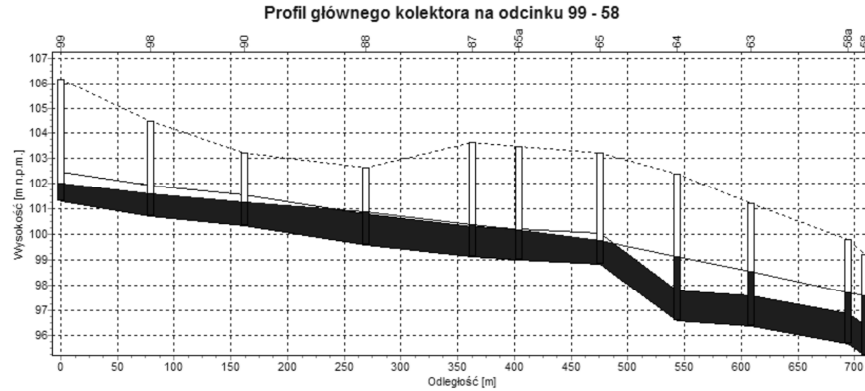
Analizy symulacyjne pozwoliły na ustalenie dla każdego ze zjawisk czasu, po jakim wystąpią ekstremalne wartości napełnienia w kanale – dla U5 – 45 min (rys. 3), w przypadku U9 – 150 min (rys. 4) i wskazanie słabych punktów sieci.

Deszcze nawalne są zjawiskami występującymi rzadko i z różną częstotliwością. Wśród danych wejściowych do analizy znajdował się jeden deszcz zakwalifikowany jako nawalny, a jego parametry znajdują się w tabeli 3.

Tab. 3. Parametry deszczu nawalnego

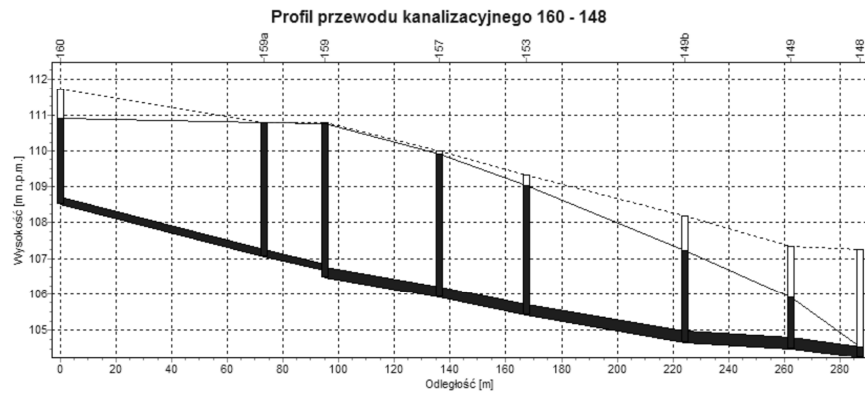
Tab. 3. Parameters of storm precipitation

Lp.	Czas trwania	Wysokość opadu	Średnie natężenie opadu	Maksymalne natężenie opadu
	[min]	[mm]	[mm/h]	
N1	90	50,80	33,87	75,00



*Rys. 3. Profil głównego kolektora na odcinku 99-58
(U5 – 45 minut od rozpoczęcia opadu)*

Fig. 3. Profile of conduit-nodes 99-58 (U5 after 45 minutes from the start of rainfall)

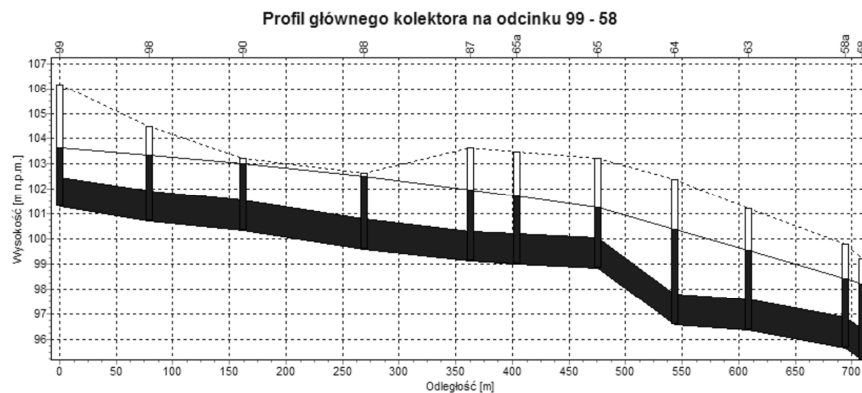


Rys. 4. Profil przewodu kanalizacyjnego 160-148 (U9 – 150 minut od rozpoczęcia opadu)

Fig. 4. Profile of conduit-nodes 160-148 (U9 after 150 minutes from the start of rainfall)

Objętość wód deszczowych, zdecydowanie przekraczająca ilości powstające przy wcześniej analizowanych opadach, spowodowała niepoprawne działanie sieci kanalizacyjnej, co przejawiało się przepełnieniem sieci i zatrzymaniem wód opadowych na powierzchni terenu. Analiza potwierdziła lokalizację słabych punktów w sieci, a skala zjawiska była większa niż w przypadku analizy deszczów ulewnych. Praca fragmentów sieci pod ciśnieniem utrzymywała się przez dłuższy czas, a ilość wody zatrzymanej na powierzchni placów i ulic była większa.

Maksymalną wartość natężenia odpływu zanotowano 90 minut po rozpoczęciu opadu (rys. 5). Symulacja wykazała również bardzo wysokie wartości prędkości przepływu ścieków. Na wszystkich odcinkach sieci uzyskano prędkość przekraczającą 1,0 m/s, utrzymującą się przynajmniej przez kilkanaście minut, co spowodowałoby oderwanie zanieczyszczeń stałych w kanałach i ich transport w dół kolektora. Najwyższa wartość prędkości przepływu została zarejestrowana na kolektorze odpływowym i wyniosła 5,36 m/s.



Rys. 5. Profil głównego kolektora na odcinku 99-58
(N1 – 90 minut od rozpoczęcia opadu)

Fig. 5. Profile of conduit-nodes 99-58 (N1 after 90 minutes from the start of rainfall)

ANALIZA WYNIKÓW

Przeprowadzona symulacja wykazała, iż deszcze silne nie stanowią zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania sieci kanalizacji w zachodniej części Głogowa. Wszystkie z badanych kanałów były w stanie przyjąć dodatkowe ilości wód deszczowych, a maksymalna wartość natężenia przepływu, jaką zanotowano w kanale odpływowym spowodowała zajęcie jedynie połowy przepustowości kanału. W początkowych odcinkach, ułożonych ze spadkiem zbliżonym do minimalnego, nie zanotowano minimalnej prędkości przepływu, pozwalającej na samooczyszczanie się kanałów.

Odpływ wywołany przez większość badanych opadów ulewnych nie spowodował niepoprawnej pracy sieci kanalizacyjnej. Jedynie najbardziej intensywne z deszczy ulewnych skutkowało wystąpieniem pracy pod ciśnieniem fragmentu sieci. Fakt ten pozwolił na zlokalizowanie najbardziej zawodnych odcinków sieci kanalizacji ogólnospławnej, którymi okazały się kanały znajdujące się na obszarach o wysokim stopniu uszczelnienia powierzchni.

Najbardziej intensywnym deszczem, który w konsekwencji spowodował wystąpienie największego spływu wód opadowych, był deszcz nawalny. Analiza tego zjawiska potwierdziła obecność słabych punktów sieci w miejscach określonych podczas symulacji opadów ulewnych. Praca pod ciśnieniem zarejestrowana podczas symulacji opadu nawalnego wystąpiła na większej ilości odcinków i utrzymywała się przez dłuższy okres czasu.

PODSUMOWANIE

Analizie poddano wysokości napełnień, wartości natężenia i prędkości przepływu ścieków w kanałach oraz zmienność tych wielkości w czasie i korelację wymienionych parametrów dla 13 opadów o zróżnicowanym czasie trwania i intensywności. Przeprowadzone obliczenia symulacyjne wykazały, że kluczowym parametrem przy projektowaniu kanalizacji deszczowej jest natężenie deszczu, a czas trwania deszczu oraz wysokość opadu były parametrami drugorzędnymi. Deszcze długotrwałe nie stanowią problemu przy odprowadzeniu przez sieć kanalizacyjną, zaś opady o zwiększonej intensywności skutkowały szybszym pojawieniem się odpływu ścieków w kanale. Można to wytłumaczyć szybszym zwilżeniem powierzchni zlewni i uzyskaniem w ten sposób większej prędkości spływu powierzchniowego. Przeprowadzona symulacja potwierdziła również istnienie zjawiska retencji kanałowej - w początkowych minutach trwania opadów kanały pełniły rolę buforową, co było szczególnie widoczne na odcinkach o dużych średnicach.

Rozwiązania, jakie mogą być stosowane dla odciążenia sieci to zmniejszenie ilości dopływających wód opadowych poprzez zwiększenie infiltracji wód deszczowych w głąb gruntu, o ile nie wiąże się to z ingerencją w istniejącą infrastrukturę. Możliwe jest też zastosowanie zbiornika retencyjnego, służącego zmniejszeniu obciążenia głównego kolektora. Do weryfikacji różnych rozwiązań warto korzystać z narzędzi obliczeniowych, które pozwalają na ocenę proponowanych wariantów na etapie symulacji.

LITERATURA

1. ROSSMANN L. A.: *Storm Water Management Model – User's Manual. Version 5.0*. US EPA, Cincinnati 2004
2. ZAWILSKI M., SAKSON G.: *Wykorzystanie programu SWMM w modelowaniu systemów systemów kanalizacyjnych*. Mat. konf.: I Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna z udziałem gości zagranicznych z cyklu „Modelowanie procesów hydrologicznych”. 20-21 listopada 2008 r., Wrocław. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2008

3. *Lokalny Program Rewitalizacji Miasta Głogowa na lata 2007-2013*. Gmina Miejska Głogów.
4. *Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego Miasta Głogowa 2010*. Urząd Miejski w Głogowie

SIMULATION ANALYSIS OF THE COMBINED SEWER SYSTEM IN A PART OF GŁOGÓW CITY

S u m m a r y

Results of simulation calculations made for combined sewers system in a part of Głogów carried out with EPA SWMM were presented in this paper. They made possible to estimate parameters of flow for different precipitations, to identify poor points in system and to choose methods for their improvement.

Key words: rainfall – runoff, combined sewers system

EWA OGIOŁDA^{*}, BARTOSZ DĘBICKI^{}**

STRATY WODY W SYSTEMIE WODOCIĄGOWYM W NOWEJ SOLI

Streszczenie

W niniejszym artykule przedstawiono klasyfikację i przyczyny powstawania strat wody w systemach wodociągowych. Na podstawie danych z lat 2006-2010 przeprowadzono analizę strat występujących w Nowej Soli. Wyniki odniesiono do danych z literatury i wskazano możliwości poprawy istniejącego stanu.

Słowa kluczowe: zaopatrzenie w wodę, straty wody

WSTĘP

Straty wody są nieodłącznie związane z eksploatacją systemu wodociągowego, występują w różnych punktach systemów zaopatrzenia w wodę. Przyczynami ich powstawania są zarówno nieszczelności, powodujące wyciek wody do gruntu ze złącz rur i armatury, jak również potrzeby własne związane z funkcjonowaniem poszczególnych obiektów. Jednym z zadań przedsiębiorstwa wodociągowego jest ustalenie akceptowalnego poziomu strat, który należy wypracować i utrzymać wraz z odpowiadającym mu stanem technicznym. Ograniczanie strat pozwala na obniżenie kosztów sprzedaży wody, co ma wpływ na jej zużycie przez odbiorców, ale również na zwiększenie rezerw wody.

Analiza wielkości i przyczyn strat wody pozwala na określenie stanu systemu zaopatrzenia w wodę i wskazanie niezbędnych działań dotyczących poszczególnych jego elementów. Dla systemu wodociągowego w Nowej Soli przeprowadzono ją na podstawie danych z lat 2006-2010.

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

** xxx

CHARAKTERYSTYKA ZAOPATRZENIA W WODĘ NOWEJ SOLI

Nowa Sól to stolica powiatu, miasto położone w południowo-wschodniej części województwa lubuskiego, nad rzeką Odrą. Miasto należy do mezoregionu Pradoliny Głogowskiej, a jego powierzchnia wynosi 2156 ha, co stanowi 2,80% powierzchni powiatu nowosolskiego i 0,15% powierzchni województwa lubuskiego [Wróbel 2007].

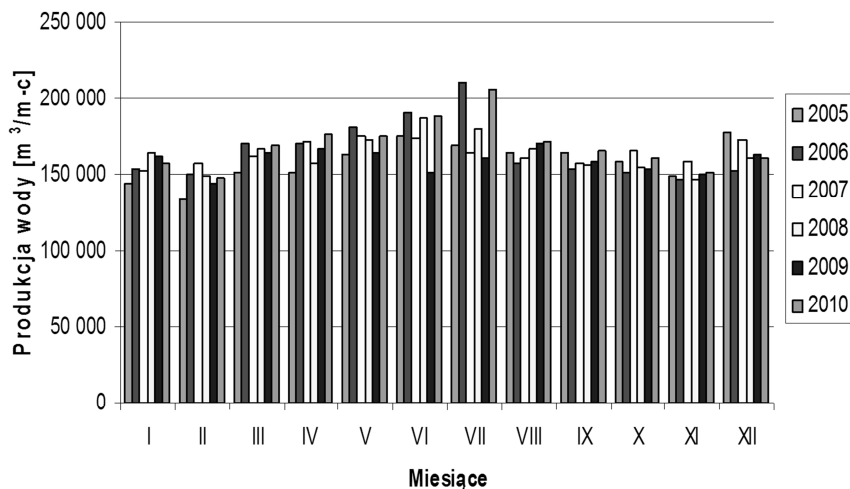
System zaopatrzenia w wodę w Nowej Soli zaopatruje w wodę ok. 42 tys. mieszkańców miasta i okolicznych miejscowości. Woda ujmowana jest z dwóch ujęć, a następnie kierowana do dwóch stacji uzdatniania i sieci wodociągowej o układzie pierścieniowo - promienistym. Przewody magistralne tworzą zamknięte obiegi, dzięki czemu ciśnienie w sieci rozkłada się równomiernie. Przewody magistralne wykonane są z żeliwa i azbestocementu, a niewielka ilość z PVC w zakresie średnic od 225 mm do 400 mm, łączna ich długość w roku 2009 wynosiła 18,3 km. Przewody rozdzielcze w większości wykonane są z żeliwa o średnicach od 80 mm do 150 mm, mniejszy udział mają przewody rozdzielcze z azbestocementu, stali, PE i PVC [Wróbel 2007].

Wielkość zużycia i związana z nią wielkość produkcji wody jest zależna od wielu czynników, zmienna zarówno w obrębie lat, poszczególnych miesięcy, dni tygodnia czy doby. W tabeli 1 przedstawiono wielkość produkcji wody w latach 2005-2010, a na rys. 1 wielkości produkcji w poszczególnych miesiącach tych lat.

Tab. 1. Wielkość produkcji wody w latach 2005-2010 [Bobowska 2010]

Tab. 1. Water production in 2005-2010 [Bobowska 2010]

Średnia produkcja wody [m ³]	Rok					
	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Roczna	1899766	1987190	1973123	1961882	1906985	2027918
Miesięczna	158313	165599	164427	163490	158915	168993
Dobowa	5205	5444	5406	5375	5225	5556



Rys. 1. Miesięczna produkcja wody pobieranej z ujęć w Nowej Soli [Dębicki 2011]
 Fig. 1. Monthly production of water taken from the intakes in Nowa Sól [Dębicki 2011]

STRUKTURA I WSKAŹNIKI STRAT WODY W SYSTEMIE WODOCIĄGOWYM

Całkowite straty wody to suma strat rzeczywistych i pozornych oraz woda zużywana na potrzeby systemowe. Straty rzeczywiste stanowią przecieki z sieci przewodów i armatury, w instalacjach przed wodomierzem, przelewy ze zbiorników oraz kradzieże wody (nielegalne przyłącza), które w praktyce są niemożliwe do oszacowania. Miejski Zakład Gospodarki Komunalnej w miesięcznych i rocznych rozliczeniach podaje straty rzeczywiste powstałe w wyniku wycieków wody. Na objętość przecieków wpływ mają następujące czynniki [Hotłós 2003, Siwoń 2004]:

- stan techniczny przewodów i armatury,
- średnica i wiek przewodów,
- materiał konstrukcyjny przewodów,
- gęstość przyłączy wodociągowych,
- gęstość przewodów sieci,
- warunki gruntowe,
- ciśnienie wody w sieci i jego zmiany w cyklu dobowym.

Na straty pozorne wpływa niedokładność i niejednoczesność pomiaru dostawy i zużycia wody – straty te nie stanowią faktycznych wycieków wody z systemu. Teoretyczny błąd pomiaru powinien wynosić do 10% – w praktyce trudno określić błąd pomiaru przepływomierza. Do strat pozornych można zali-

czyć wodę przeznaczoną na potrzeby systemu po wtłoczeniu, czyli zużywaną do płukania sieci, gdy następuje zjawisko brudnej wody oraz zużycie wody na próby szczelności nowo wybudowanego lub wymienionego przewodu.

Straty wody wyrażane mogą być w postaci [Hotłoś 2003]:

- procentowego udziału ilości wody wtłaczanej do sieci wodociągowej,
- objętości odniesionej do jednego mieszkańca zaopatrywanego z wodociągu w jednostce czasu ($\text{dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$),
- objętości przypadającej na jednostkę długości sieci wodociągowej w jednostce czasu ($\text{m}^3/\text{h}\cdot\text{km}$ lub $\text{m}^3/\text{d}\cdot\text{km}$).

Wskaźnikiem stanowiącym podstawę podejmowania działań mających na celu ograniczenie strat rzeczywistych jest Infrastrukturalny Indeks Wycieku (IIW), który wyraża krotność strat nieuniknionych do strat rzeczywistych, a obliczany jest ze wzoru [Speruda 2011]:

$$IIW = \frac{S_{rz}}{S_n} \quad (1)$$

gdzie: IIW- infrastrukturalny indeks wycieku [-],

S_{rz} - rzeczywiste straty wody [m^3/rok],

S_n - nieuniknione straty wody [m^3/rok].

Straty nieuniknione ze względów ekonomicznych są nieopłacalne do usunięcia, a wyciek nieunikniony zależy od długości i awaryjności sieci oraz liczby odbiorców.

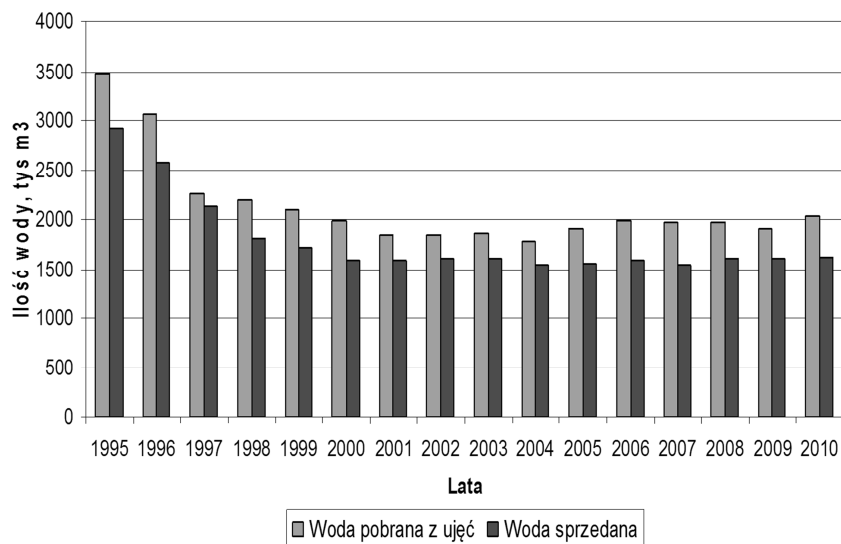
ANALIZA STRAT WODY W SIECI WODOCIĄGOWEJ W NOWEJ SOLI

Wielkość strat obrazuje różnica między objętością wody wtłaczanej do sieci a zużyciem wody przez odbiorców. Ilości wody ujmowanej i sprzedanej w latach 1995-2005 w Nowej Soli przedstawiono na rys. 2.

W początkowych latach analizowanego okresu widoczna jest tendencja niżkowa ilości sprzedanej i ujmowanej wody, wynikająca ze zmniejszenia zużycia wody na cele przemysłowe i wprowadzenia opomiarowania u mieszkańców. W kolejnych latach wielkości te utrzymywały się już na zbliżonym poziomie.

Kolejna analiza przeprowadzona została dla danych z lat 2006-2010 i dotyczyła porównania ilości wody pobranej z ujęć, wtłoczonej do sieci i sprzedanej, z uwzględnieniem potrzeb własnych systemu. Na tej podstawie obliczony został procentowy udział rzeczywistych strat wody w systemie (tab. 2).

W dalszej analizie uwzględniono zarówno straty rzeczywiste, jak i pozorne (w tym potrzeby własne systemu i błąd pomiarowy określony proporcjonalnie do ilości wody wtłoczonej do sieci). W ten sposób określono udział procentowy strat pozornych, rzeczywistych i całkowitych (tab. 3).



Rys. 2. Produkcja i sprzedaż wody w latach 1995-2010 [Dębicki 2011]
 Fig. 2. Production and sale of water in 1995-2010 [Dębicki 2011]

Tab. 2. Roczne rozliczenie wody za okres 2006-2010 r. [Bobowska 2010]
 Tab. 2. Annual balance of water amount in 2006-2010 [Bobowska 2010]

Rok	Woda pobrana z ujęć	Potrzeby własne przed wtłoczeniem	Woda wtłoczona do sieci	Potrzeby własne po wtłoczeniu	Woda sprzedana	Rzeczywiste straty wody	Udział strat rzecz.
	[m ³]						[%]
2006	1987190	77015	1910175	95509	1590157	224509	11,75
2007	1970023	74720	1895303	94765	1539497	261040	13,77
2008	1961882	74890	1886992	94350	1610549	182093	9,65
2009	1906985	74860	1832125	91606	1606579	133031	7,31
2010	2027918	74860	1953058	97653	1617898	237507	12,16

Tab. 3. Udział procentowy strat wody w okresie 2006-2010 r. [Dębicki 2011]

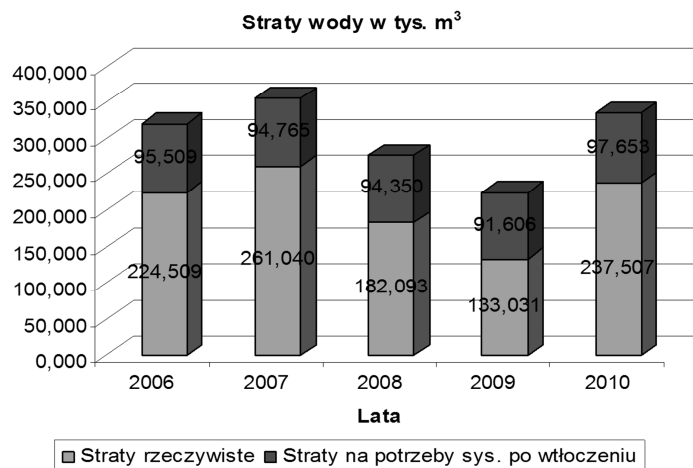
Tab. 3. Percentage of water losses in 2006-2010 [Dębicki 2011]

Rok	Straty rzeczywiste	Pozorne straty wody			Całkowi te straty wody	Udział strat wody		
		potrzeby systemowe po wtłoczeniu	błąd pomiarowy ok. 12%	suma		pozornych	rzeczywistych	całkowitych
		[m ³]				[%]		
2006	224509	95509	229221	324730	549238	17,00	11,75	28,75
2007	261040	94765	227436	322201	583241	17,00	13,77	30,77
2008	182093	94350	226439	320788	502881	17,00	9,65	26,65
2009	133031	91606	219855	311461	444491	17,00	7,31	24,31
2010	237507	97653	234367	332019	569526	17,00	12,16	29,16

Na rys. 3 zestawiono wielkość strat rzeczywistych i strat wody na potrzeby systemowe.

Znaczny udział strat rzeczywistych powodowanych przez wycieki wody to konsekwencje zastosowania pasywnej kontroli wycieków, która wiąże się z usuwaniem skutków wycieków dopiero po ich ujawnieniu (np. wypływ wody na powierzchnię).

Poszczególne wartości zużycia i strat wody przeliczone zostały na wielkości przypadające na mieszkańca (tab. 4) i jednostkę długości sieci (tab. 5), które w dalszej analizie porównano z danymi literaturowymi.



Rys. 3. Udział strat rzeczywistych i strat na potrzeby systemowe w latach 2006-2010 [Dębicki 2011]

Fig. 3. Percentage of actual water losses and system needs in 2006-2010 [Dębicki 2011]

Tab. 4. Wielkość strat wody przypadających na mieszkańca w okresie 2006-2010 r. [Dębicki 2011]

Tab. 4. Percentage of water losses per consumer in 2006-2010 [Dębicki 2011]

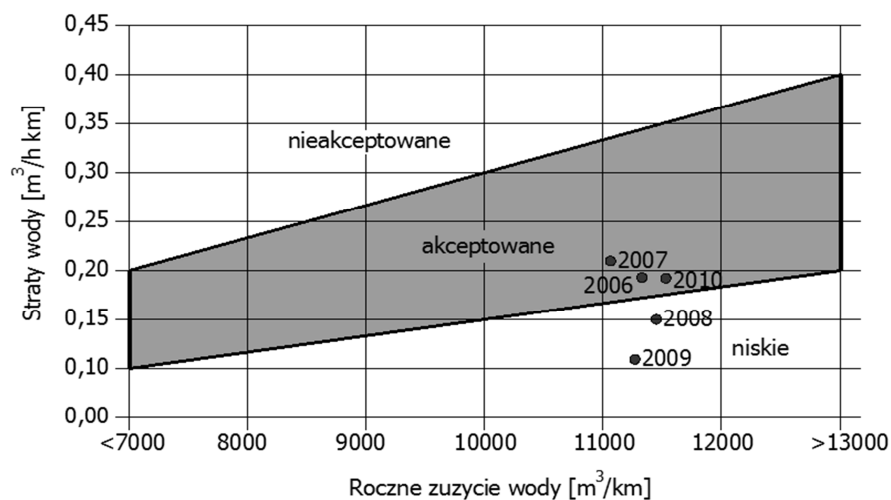
Rok	Straty rzeczywiste wody	Straty całkowite (rzeczywiste i potrzeby syst.)	Straty rzeczywiste przypadające na mieszkańca	Straty całkowite przypadające na mieszkańca
	[m ³ /rok]		[dm ³ /M·d]	
2006	224509	320017	15,70	22,39
2007	261040	355805	18,27	24,91
2008	182093	276443	12,80	19,43
2009	133031	224637	9,38	15,85
2010	237507	335160	16,76	23,64

Tab. 5. Parametry charakteryzujące wielkość strat wody w latach 2006-2010 [Dębicki 2011]

Tab. 5. Parameters of water losses in 2006-2010 [Dębicki 2011]

Parametr	2006	2007	2008	2009	2010
Roczna ilość wody wtłoczonej [m ³ /km]	13935,76	13779,01	13690,72	13067,01	13929,52
Roczne zużycie wody [m ³ /km]	11601,06	11192,28	11685,04	11458,38	11539,11
Obciążenie sieci [m ³ /km·d]	38,18	37,75	37,51	35,80	38,16
Straty wody [m ³ /km·d]	4,49	5,20	3,62	2,60	4,64
Straty i potrzeby syst. [m ³ /km·d]	6,40	7,09	5,50	4,39	6,55

Zależność między rzeczywistymi stratami a rocznym zużyciem wody przedstawiono na rys. 5. Współrzędne punktów odpowiadających wartościom dla poszczególnych lat z przedziału 2006-2010 odniesiono do poszczególnych pól, w których przecieki wody określane są jako nieakceptowane, akceptowalne lub niskie.



Rys. 4. Zakres akceptowanych przecieków wody z przewodów wodociągowych [oprac. na podst. Weimera 1999]

Fig. 4. Range of the acceptable water leakage from pipelines [elab. on the base of Weimer 1999]

Przecieki wody w przewodach miejskiego systemu wodociągowego oscylują na granicy wartości akceptowalnych i niskich – w latach 2006, 2007 i 2010 mieszczą się w przedziale akceptowalnym, a w roku 2008 i 2009 w przedziale niskich przecieków.

Na podstawie danych dotyczących strat rzeczywistych i nieuniknionych, przy pomocy wzoru (1) obliczono Infrastrukturalny Indeks Wycieku (tab. 6).

Tab. 6. Wskaźniki strat wody [Dębicki 2011]

Tab. 6. Water losses coefficient [Dębicki 2011]

Rok	Straty wody rzeczywiste [m ³ /rok]	Straty nieuniknione [m ³ /rok]	IIW
2006	224509	61147	3,67
2007	261040	63312	4,12
2008	182093	67556	2,70
2009	133031	64220	2,07
2010	237507	64220	3,70

Poziom wskaźnika IIW określa stan sieci w następujący sposób:

IIW < 1,5 – bardzo dobry

1,5 < IIW < 2,0 – dobry

2,0 < IIW < 2,5 – średni

2,5 < IIW < 3,0 – słaby

3,0 < IIW < 3,5 – bardzo słaby

IIW > 3,5 – zły

Wartości Infrastrukturalnego Indeksu Wycieku od 2,07 do 4,12 odpowiadają zatem stanowi sieci od średniego do złego.

PODSUMOWANIE

Analizę strat wody w Nowej Soli przeprowadzono na podstawie danych z okresu 2006-2010r. Straty wody w systemie wodociągowym w Nowej Soli podzielono na pozorne i rzeczywiste – straty pozorne stanowią 17% wody wtłoczonej do sieci, a rzeczywiste mieszczą się w granicach 7,31-13,77% wody wtłoczonej. Przyczyną powstania strat pozornych jest zużycie wody na potrzeby systemowe - około 5% wody wtłoczonej oraz błąd pomiarowy przepływomierzy $\pm 12\%$ wody wtłoczonej. W przypadku około 90% przyczyną strat rzeczywi-

stych są wycieki wody z uszkodzonych rurociągów, a pozostałe to kradzieże wody, które trudne są do wykrycia.

Wielkość strat wody odniesiona do zużycia rocznego oscyluje w poszczególnych latach na granicy poziomu akceptowalnego i nieakceptowanego, a poziom Infrastrukturalnego Indeksu Wycieku (IIW) wskazuje na stan sieci między średnim a złym – stan techniczny przewodów można więc ocenić jako niezadowolający. W połączeniu z ich długim okresem eksploatacji wskazuje to na potrzebę wymiany, która jest już realizowana w Nowej Soli – poprawę sytuacji zapewnia wymiana starych skorodowanych stalowych przyłączy domowych oraz zbyt długo eksploatowanych przewodów żeliwnych.

Wykrywanie strat odbywa się przez pasywną kontrolę wycieków, co należy zmienić w kierunku działania aktywnego, pozwalającego na ograniczenie strat rzeczywistych. Konieczne są zatem działania takie jak: poprawa skuteczności i jakości napraw, zastosowanie aktywnej kontroli wycieków oraz opracowanie planów napraw sieci wodociągowej.

LITERATURA

1. BOBOWSKA: *Sprawozdanie z produkcji i sprzedaży za okres 2006-2010 r. w Nowej Soli*. Miejski Zakład Gospodarki Komunalnej, Nowa Sól 2010
2. HOTŁOŚ H.: *Analiza strat wody w systemach wodociągowych*. Ochrona Środowiska, nr 1, 2010, 17-24
3. KOCHAŃSKI T.: *Zestawienie miesięczne produkcji wody za okres 2005-2010 r. w Nowej Soli*. Miejski Zakład Gospodarki Komunalnej, Nowa Sól 2010
4. SIWOŃ Z., CIEŻAK J., CIEŻAK W.: *Praktyczne aspekty badań strat wody w sieciach wodociągowych*. Ochrona Środowiska, nr 4/2004, 25-30
5. SPERUDA S.: *Optymalny poziom strat z wycieków w sieci wodociągowej*. Akademia Strat Wody WaterKEY. Warszawa 2011
6. WEIMER D.: *Technische und wirtschaftliche Bewertungskriterien für Wasserverluste*. GWF Wasser Abwasser, nr 13, 1999
7. WRÓBEL S.: *Studium Uwarunkowań i Zagospodarowania Przestrzennego Miasta Nowa Sól*, Regioplan sp. z o.o., Wrocław 2007

WATER LOSSES IN WATER SUPPLY SYSTEM FOR THE NOWA SÓL CITY

S u m m a r y

Classification and causes of water losses in water supply systems have been presented in this paper. Data from 2006 to 2010 were analysed. Results were compared with literature and possibilities of system improvement were shown.

Key words: water supply, water losses

MARTA PRZEWOCKA *

CHARAKTERYSTYKA STREFY OCHRONNEJ HUTY MIEDZI „GŁOGÓW”

Streszczenie

W pracy przedstawiono kluczowe dla ochrony środowiska zagadnienia, dotyczące konieczności objęcia ochroną terenów wokół zakładów Huty Miedzi „Głogów”, które w początkowych latach funkcjonowania Huty były uznane za obszary dotknięte klęską ekologiczną. Wtedy też stwierdzono największe emisje zanieczyszczeń do środowiska naturalnego, które spowodowane były niską sprawnością zastosowanych urządzeń, lub pominięciem ich w fazie projektowania. Ilości pyłów metalonośnych oraz gazów, powstających w tamtym okresie w wyniku stale rosnącej produkcji, kilkakrotnie przekraczały dopuszczalne normy, co doprowadziło do trwałych i nieodwracalnych zmian w poszczególnych elementach ekosystemu.

Słowa kluczowe: strefa ochronna, Huta Miedzi „Głogów”

WSTĘP

Powstanie Kombinatu Górniczo-Hutniczego Miedzi Polska Miedź S.A (KGHM) w regionie legnicko-głogowskim wpłynęło korzystnie na gospodarkę w tym rejonie, ale stało się również przyczyną szeregu niekorzystnych zmian w środowisku naturalnym. Zmiany te, zwłaszcza w początkowym okresie istnienia hut i kopalń, stały się niezwykle destrukcyjne dla środowiska, powodując przede wszystkim silną kumulację metali ciężkich. Przemysł miedziowy, podobnie jak każdy inny przemysł wydobywczy, charakteryzuje się znaczącą uciążliwością dla sąsiadujących z nim obszarów.

W przypadku Huty Miedzi „Głogów” zakład zlokalizowany jest w regionie aglomeracji miejskich oraz wielu obszarów rolniczych, na których uprawia się zboża, głównie pszenicę oraz rośliny okopowe takie jak ziemniaki, buraki cukrowe. Wszystkie przedsięwzięcia związane z wydobyciem rud miedzi,

* doktorantka w Zakładzie Ochrony i Rekultywacji Gruntów Instytutu Inżynierii Środowiska WILiŚ UZ

a zwłaszcza skład i wielkość strumieni materiałowych stanowiących podstawę procesów produkcyjnych mogą w znacznym stopniu niekorzystnie oddziaływać na poszczególne elementy środowiska [Rosada 2008]. Z tego względu, zgodnie z Ustawą z 1980 roku o Ochronie i kształtowaniu środowiska, KGHM zobligowany był do stworzenia stref ochronnych wokół HM „Legnica” i HM „Głogów” oraz prowadzenia na szeroką skalę działalności proekologicznej, mającej na celu minimalizację ilości zanieczyszczeń [KGHM 2012].

STREFA OCHRONNA

W Polsce, pojęcie strefa ochronna obowiązuje od lat 60 ubiegłego stulecia, natomiast jego koncepcja była przedstawiana już w latach 50-tych [Skorupski 1987]. Strefa ochronna jest to obszar spełniający funkcję izolacyjną w zakresie ochrony środowiska, wydzielony z bezpośredniego korzystania. Strefę tworzy się w momencie, gdy nie da się wyeliminować szkodliwego działania wywołanego określoną działalnością mimo wcześniejszego zastosowania wielorakich rozwiązań technicznych.

25 listopada 1999 roku, decyzją administracyjną nr UAN/R/8380/100/671/86/87, Wojewoda Legnicki ustanowił strefę ochronną wokół Huty Miedzi „Głogów” I i II, o powierzchni 2840 ha [Borzyńska i in. 2006]. Utworzenie strefy ochronnej wokół zakładów Huty Miedzi „Głogów” wynikało z braku technicznych możliwości wyeliminowania uciążliwości przemysłu dla środowiska naturalnego. Głównym celem tego działania było również wyłączenie gruntów spod upraw rolnych oraz przeprowadzenie ich rekultywacji [Hełpa-Kulińska 2006].

LOKALIZACJA STREFY OCHRONNEJ HUTY MIEDZI „GŁOGÓW”

Strefa ochronna objęła swoim zasięgiem 6 wsi umiejscowionych na terenie czterech gmin w otoczeniu Huty tj. [Aktualny stan realizacji decyzji administracyjnych o utworzeniu i sposobie zagospodarowania strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów” – stan na 29 XI 2005 roku]:

- grunty wsi Rapocin w gminie Głogów,
- grunty wsi Biechów, Wróblin Głogowski w gminie Głogów,
- grunty wsi Bogomice w gminie Kotła,
- częściowo grunty wsi Żukowice i Kłoda w gminie Żukowice.

Stan ilościowy gospodarstw oraz zamieszkiwanej ludności w okresie utworzenia strefy ochronnej, w poszczególnych miejscowościach przedstawiono w tabeli 1.

Zgodnie z wymogami określonymi w decyzji z 25 listopada 1987 roku tworzącej strefę ochronną Huty Miedzi „Głogów”, został opracowany projekt planu realizacyjnego zagospodarowania strefy ZTE nr 40-25-06 z 1988 roku. Po przedłożeniu go przez Wydział Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych Huty Miedzi „Głogów”, Urząd Wojewódzki w Legnicy w dniu 6 listopada 1990 roku wydał decyzję nr OŚ. PZ.8623-2-17/90 zatwierdzającą sposób zagospodarowania strefy ochronnej zgodnie z w/w projektem [Aktualny stan realizacji decyzji administracyjnych o utworzeniu i sposobie zagospodarowania strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów” – stan na 29 XI 2005 roku].

Tab. 1 Stan ilościowy ludności oraz gospodarstw przed wysiedleniem ze strefy ochronnej [Aktualny stan realizacji decyzji administracyjnych o utworzeniu i sposobie zagospodarowania strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów”- stan na 29 XI 2005 roku].

Tab. 1. Quantitative status of the population and households before the resettlement from the protective zone [Current status of implementation administrative decisions on how to create and run development process of protective zone on 29 XI 2005]

Miejscowość	Liczba gospodarstw	Liczba ludności wg stanu na rok 1983
Bogomice	63	352
Rapocin	26	79
Biechów	32	243
Żukowice	133	859
Wróblin Głogowski	45	174
Razem:	299	1707

Na przejętych przez KGHM gruntach rozpoczęto ukierunkowane działania w ramach, których nastąpiła ścisła współpraca pomiędzy zakładami emitującym zanieczyszczenia, instytucjami prowadzącymi prace badawcze, służbą rolną, a także producentami rolnymi stosującymi się do zaleceń agrotechnicznych. Oszacowano również, iż dla przywrócenia równowagi środowiska terenów zdegradowanych chemicznie ogromne znaczenie ma skoordynowana praca poszczególnych zespołów [Rosada 2008].

Jednym z priorytetowych celów stworzenia a strefy była minimalizacja ryzyka wynikającego ze skażeń agrocenoz znajdujących się w rejonie narażonym na działanie emisji. Tereny te wyłączono spod upraw rolnych i przekształcono na tereny zadrzewione, a w dalszej perspektywie na tereny leśne, które stwarzałyby optymalne warunki aerosanitarne oraz mikroklimatyczne dla sąsiadujących regionów [Mizera 2004].

Tab. 2. Sposób zagospodarowania strefy ochronnej [Decyzja administracyjna z 6 listopada 1990 roku o sposobie zagospodarowania strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów” nr OŚ PZ.8623-2-17/90]

Tab. 2. Protective zone management method [Administrative Decision from 6th November 1990 on how to manage protective zone surrounding Copper Foundry “Głogów” No OŚ PZ.8623-217/90]

Lp	Wyszczególnienie	Wg projektu Z.T.E. nr 40-25-06 z 1988r
1.	Powierzchnia Huty Miedzi Głogów I i II	458 ha
2.	Tereny przemysłowe (wysypiska, oczyszczalnie itp.)	81 ha
3.	Tereny zabudowy usługowej	54 ha
4.	Drogi, koleje, wody	282 ha
5.	Zieleń wysoka istniejąca	454 ha
6.	Zieleń niska istniejąca	477 ha
7.	Zieleń wysoka projektowana	474 ha
8.	Zieleń niska projektowana	45 ha
9.	Rolnicze uprawy przemysłowe	515 ha
Razem:		2840 ha

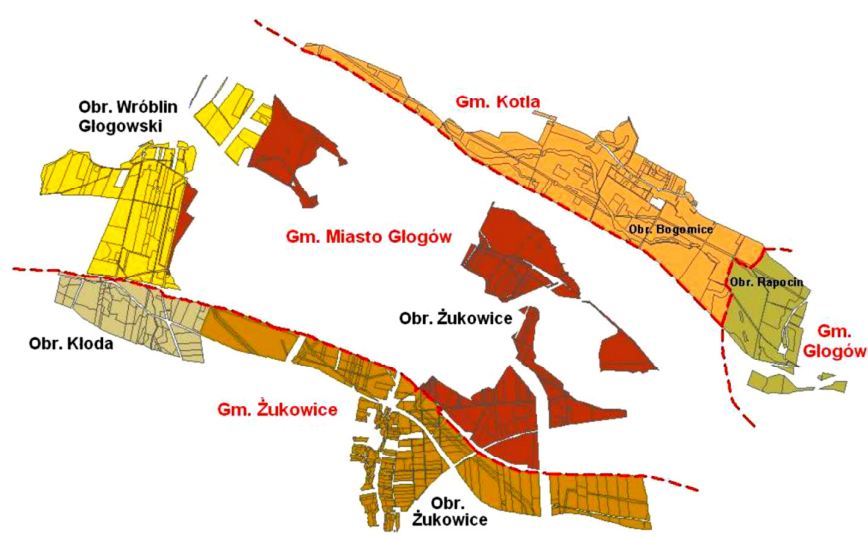
Zgodnie z orzeczonymi decyzjami Huta zobowiązana była do prowadzenia monitoringu w zakresie kontroli stopnia i zasięgu oddziaływania poszczególnych zanieczyszczeń środowiska w oparciu o [Aktualny stan realizacji decyzji administracyjnych o utworzeniu i sposobie zagospodarowania strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów”- stan na 29 XI 2005 roku]:

- ocenę stanu zanieczyszczeń gleb w rejonie Huty Miedzi „Głogów” – wykonaną przez Akademię Rolniczą we Wrocławiu – rok 1998,
- zestawienie wyników pomiarów stanu zanieczyszczenia powietrza i opadu pyłu za rok 1998 i 1999 wokół Huty Miedzi „Głogów” – opracowanie własne,
- ocenę oddziaływania na środowisko Huty Miedzi „Głogów” – wykonaną w 1998 roku przez BIPROMET Katowice,
- wpływ zanieczyszczenia gleb na wielkość obszaru strefy ochronnej – wykonany przez Politechnikę Wrocławską – rok 1998

Podstawowym działaniem w ramach systemu monitoringu środowiska stała się nie tylko obserwacja aktualnego oddziaływania zakładów na środowisko ale również ocena efektywności podejmowanych przez obiekt monitorowany działań ochronnych w tym zakresie [Kabała i in. 2008].

Wszystkie grunty w strefie ochronnej poddano zabiegowi detoksytacji stosując wapnowanie gleb wapnem tlenkowym, defekacyjnym oraz dolomitowym w celu zmniejszenia mobilności zalegających w nich metali ciężkich. Akcję tę Huta rozpoczęła już w latach 80-tych, natomiast najbardziej intensywne działania przeprowadzono w latach 90-tych. Działania te, w znacznym stopniu przy-

czyniły się do zmniejszenia zakwaszenia gleb oraz ograniczyły pobór przez systemy korzeniowe roślin metali z kompleksu sorpcyjnego gleb.



Rys.1. Mapa zasięgu terytorialnego strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów” [Mizera 2004]
Fig.1. Protective zone territorial map of Cooper Foundry “Głogów” [Mizera 2004]

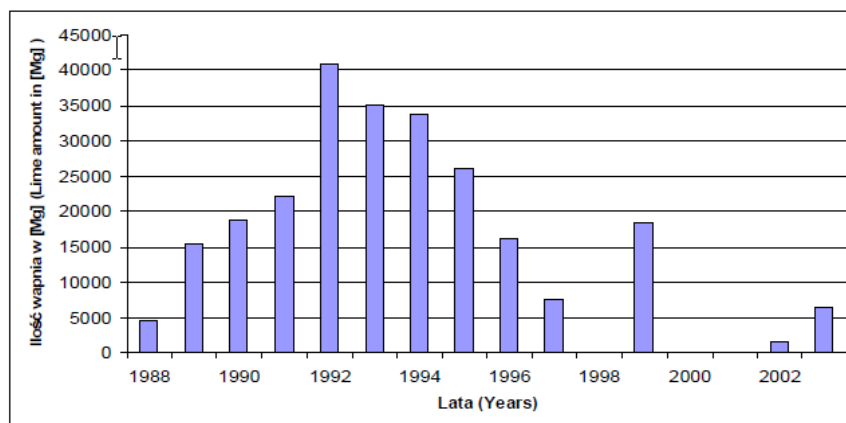
Należy jednak pamiętać, że zabiegi wapnowania czyli zabiegi unieruchamiania nie zmniejszają ilości metali ciężkich w glebach a wpływają jedynie na minimalizację ryzyka ekologicznego [Karczewska i Kabała 2010].

Grunty poddano także biologicznej rekultywacji poprzez uprawę roślin bobowatych podnoszących żyzność gleb. [Decyzja administracyjna z 6 listopada 1990 roku o sposobie zagospodarowania strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów” nr OŚ PZ.8623-2-17/90].

ZAGROŻENIA DLA EKOSYSTEMÓW SASIADUJĄCYCH Z HUTĄ MIEDZI „GŁOGÓW”

Istotny wpływ na środowisko wokół Huty Miedzi „Głogów” zarówno dawne jak i w obecnym okresie mają metale ciężkie, które przemieszczają się w środowisku, a także ulegają akumulacji. Tereny objęte zasięgiem hut posiadają podwyższoną ilość miedzi, ołowiu, cynku, kadmu oraz arsenu. Zwiększona zawartość metali ciężkich w poszczególnych elementach środowiska związana jest z emisją pyłową hut metali nieżelaznych.

W największym stopniu wywierają jednak one wpływ na środowisko glebo-
we ze względu na adsorpcję metali na koloidach mineralnych oraz organicznych
[Rosada 2008].

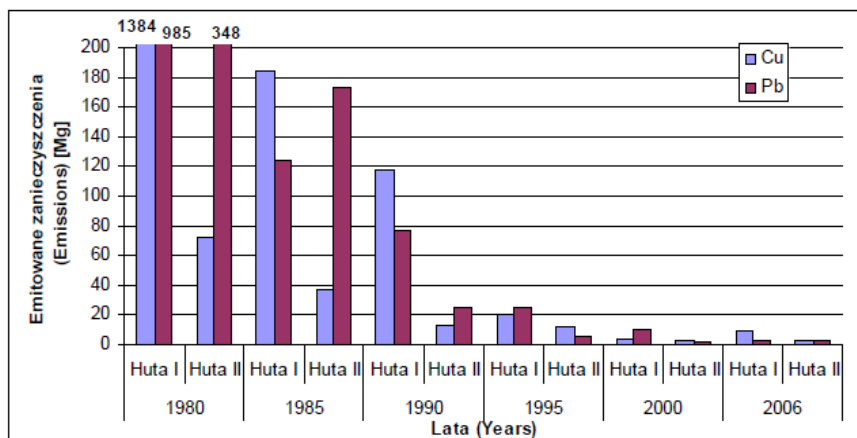


Rys.2. Ilość wapna nawozowego dostarczonego na grunty rolne
w rejonie HM „Głogów” [KGHM 2012]

Fig. 2. The amount of soil lime applied on agricultural areas
of Copper Foundry “Głogów” [KGHM 2012]

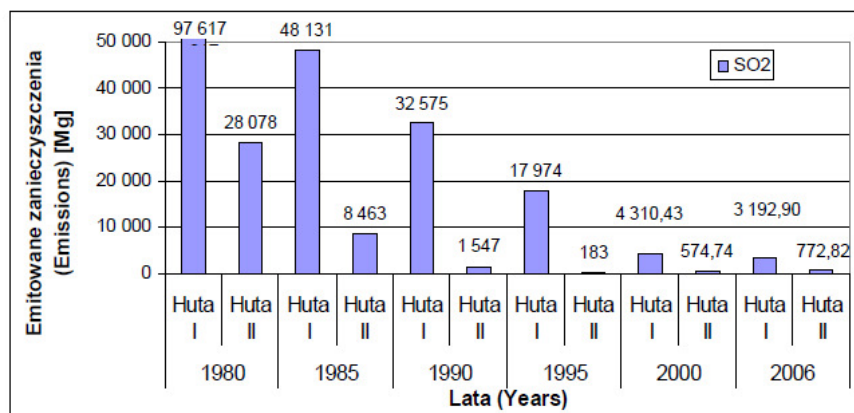
Metale ciężkie znajdujące się w glebach mogą powodować znaczne zagro-
żenie przedostając się do wód podziemnych, wnikając do roślin, a także do łań-
cuchów pokarmowych [Karczevska i Kabała 2010].

Dużą rolę odgrywają również emisje gazowe (związki węgla, siarki oraz
azotu), jednak nie należy także pominąć składowisk szkodliwych deponentów
powstałych w czasie produkcji metali kolorowych. Wspomniane zagrożenia
o charakterze lokalnym odnoszą się głównie do obszarów, na których występuje
bezpośrednie oddziaływanie pochodzące z emisji zakładów hutniczych [Rosada
2007]. W roku 1980 oba zakłady Huty Miedzi Głogów wyemitowały do atmos-
fery ok. 160 razy więcej miedzi oraz ok. 260 razy więcej ołowiu niż obecnie
[Rosada 2008]. Jednak w ostatnim dziesięcioleciu, dzięki intensywnej działa-
lności proekologicznej sytuacja obszarów wokół HM „Głogów” uległa znacznej
poprawie. Zastosowanie, na szeroką skalę, nowoczesnych technologii pozwoliło
ograniczyć szkodliwe emisje wszelkiego rodzaju zanieczyszczeń do środowi-
ska. Substancje niebezpieczne, wytwarzane w różnego rodzaju procesach pro-
dukcyjnych, w dużej mierze wykorzystywane są jak surowce wtórne. Poniższe
wykresy przedstawiają zmniejszającą się zawartość siarki, miedzi i ołowiu
w latach 1980-2001, w związku z prowadzoną na szeroką skalę działalnością
proekologiczną.



Rys. 3. Emisja Cu i Pb w HM „Głogów I” i „Głogów II” w latach 1980-2006 [KGHM 2005]

Fig. 3. Emission of Cu and Pb from Copper Foundry GŁOGÓW I and II (in the years 1980-2001) [KGHM 2005]



Rys. 4. Emisja SO₂ w HM „Głogów I” i „Głogów II” w latach 1980-2006 [KGHM 2005]

Fig. 4. Emission of SO₂ from Copper Foundry “Głogów” I and II (in the years 1980-2001) [KGHM 2005]

PODSUMOWANIE

Tereny objęte bezpośrednim oddziaływaniem Huty Miedzi „Głogów” od szeregu lat są przedmiotem badań wielu placówek naukowych, śledzących stopień zagrożenia dla środowiska w poszczególnych latach. Hutnictwo metali nieżelaznych jako główne źródło emitujące do środowiska zanieczyszczenia metaliczne w połączeniu z silnym zakwaszeniem gleb w wyniku znacznych emisji dwutlenku siarki było przyczyną powstania wokół zakładów stref zdegradowanych [Karczewska i Kabała 2010]. Pyły emitowane przez Hutę Miedzi „Głogów” stanowiły w tamtym okresie jedno z głównych każeń gleby metalami ciężkimi. Na skutek znacznego zanieczyszczenia wód gruntowych, powietrza, gleb oraz roślin nastąpiła nieodwracalna degradacja ekosystemów naturalnych, a także pogorszenie warunków produkcji rolniczej. Poważnym problemem w rejonach tych jest wysoka koncentracja, w glebach zanieczyszczonych, metali ciężkich, ponieważ oddziaływanie zakumulowanych pierwiastków oraz ich mechanizmy uwalniania nie są do końca poznane, a ponadto mogą ujawniać się przez dziesiątki na nawet setki lat [Kabała i in. 2004]. Wieloletnia polityka proekologiczna firmy, ukierunkowana głównie na wprowadzanie nowoczesnych technik i technologii daje coraz bardziej spektakularne efekty, które pozwoliły na poprawę wizerunku firmy, a także likwidację, z dniem 31 grudnia 2005 roku, strefy ochronnej. Działania te spowodowały, iż Huta nie odbiega dziś od standardów światowych w zakresie technik dotyczących procesów produkcyjnych, jednak nadal postrzegana jest jako zagrożenie dla ekosystemów będących w jej najbliższym sąsiedztwie.

LITERATURA

1. *Aktualny stan realizacji decyzji administracyjnych o utworzeniu i sposobie zagospodarowania strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów” – stan na 29 XI 2005*
2. BOŻYŃSKA M., ŻAK E., STASYSZYN A., NOWAKOWSKI Z., (red.): *Huta Miedzi Głogów. Kronika 1971-2006*. Wydawnictwo Graf-Głogów, Głogów 2006
3. *Decyzja administracyjna z 6 listopada 1990r. o sposobie zagospodarowania strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów” nr OŚ PZ.8623-2-17/90*
4. KABAŁA C., MEDYŃSKA A., CHODAK T., JEZIEŃSKI P., GAŁKA B.: *Zmiany zawartości miedzi i arsenu w glebach wokół składowiska odpadów po flotacji rud miedzi w 12-letnim cyklu badań monitoringowych*. Roczniki Gleboznawcze, nr 3/4, Warszawa 2008

5. KABAŁA C., SZERSZEŃ L., CHODAK T.: *Zmiany zawartości miedzi, ołowiu i cynku w glebach w rejonie huty miedzi Głogów i Legnica w latach 1972-2002*. Roczniki Gleboznawcze, nr 55, 2004, 195-205
6. KARCZEWSKA A., KABAŁA C., *Gleby zanieczyszczone metalami ciężkimi i arsenem na Dolnym Śląsku – potrzeby i metody rekultywacji*. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu nr 576, Wrocław 2010
7. KNOP M., PIEJEK-KRYSIAK K., GIERUS T., SAWICKI J.: *Materiały KGHM Polska Miedź S.A. Oddział Huta Miedzi „Głogów” – Dział Ochrony Środowiska – Głogów, Głogów 2005*
8. MIZERA A.: *Optymalizacja sposobów użytkowania terenów strefy ochronnej HM Głogów w celu dostosowania do warunków środowiska i obowiązujących przepisów prawa*. Cuprum, Wrocław 2004
9. ROSADA J.: *Ekologiczne aspekty wykorzystania obszarów objętych oddziaływaniem Hut Miedzi do upraw rolnych*. Postępy w ochronie roślin 47 (1), 30-40, 2007
10. ROSADA J.: *Stan środowiska rolniczego w rejonie oddziaływania emisji Huty Miedzi „Głogów” – Rozprawa Habilitacyjna* Wydawnictwo Instytutu Ochrony Roślin Państwowego Instytutu Badawczego, Poznań, 2008
11. SKORUPSKI W.: *Strefy ochronne – bierna metoda ochrony powietrza*. Mat. konf.: Materiały naukowe XI Konferencji Naukowo-Technicznej z cyklu Ochrona czystości środowiska pt. Strefy ochronne, PZITS i IIS PW, Warszawa 1987
12. *Wniosek o udzielenie Pozwolenia Zintegrowanego dla instalacji Huty Miedzi Głogów – październik 2006 r.* – Wykonawca Wniosku – Cuprum sp. z o.o., Centrum Badawczo-Rozwojowe we Wrocławiu.
13. KGHM: *Materiały informacyjne*, <http://www.kghm.pl>, 2012

CHARACTERISTICS OF THE COPPER SMELTER "GŁOGÓW" PROTECTION ZONE

S u m m a r y

The paper presents the basic issues for the environment protection, regarding the need for protection of the area around “Głogów” Copper Smelter plant. In the early years of the smelter these were considered areas affected by ecological disaster. Then it was the largest emissions of pollutants into the environment, which were caused by low efficiency of the devices, or lack of them. Metalliferous dusts and gases generated during this period as a result of production rise, several times exceed the standards, which led to permanent and irreversible changes in the individual components of the ecosystem.

Key words: water supply, water losses



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

**NA KIERUNKU INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ZE SPECJALNOŚCIAMI: SYSTEMY OCHRONY ŚRODOWISKA,
URZĄDZENIA SANITARNE, ZAOPATRZENIE W WODĘ,
UNIESZKODLIWIANIE ŚCIEKÓW I ODPADÓW**

Studia pierwszego stopnia **inżynierskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (3,5-letnie) i niestacjonarnych (4-letnie).

Studia drugiego stopnia **magisterskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (1,5-roczne) i niestacjonarnych (2-letnie).

Studia trzeciego stopnia **doktoranckie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (4-letnie).

Informacje o kierunku i specjalnościach znajdziecie Państwo na stronie:

http://www.wils.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna.html#dwa

Dziekanat WILiŚ (pok. 101 i 102, bud. A-8) czynny: wtorek, środa, czwartek, piątek - w godzinach 10-13, sobota (w czasie zjazdów WILiŚ): w godzinach 8-12, nieczynny – poniedziałek.

Informacje na temat rekrutacji:

<http://rekrutacja.uz.zgora.pl/index.php?akt>

Strona internetowa Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska:

<http://www.wils.uz.zgora.pl/index.html>

Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:

<http://www.iis.uz.zgora.pl/>



**UNIwersytet ZIELONOGÓRSKI
Instytut Inżynierii Środowiska**

**ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY**

Oferujemy wykonanie:

- ocen oddziaływania na środowisko i raportów środowiskowych, na rzecz opracowań środowiskowych i planistycznych;
- opracowań ekofizjograficznych na inne cele niż wyżej podane;
- projektów koncepcyjnych i wykonawczych rekultywacji terenów zdegradowanych;
- dokumentacji geologiczno-inżynierskich;
- operatów wodno-prawnych;
- badań właściwości wód powierzchniowych i podziemnych, w tym przeznaczonych do spożycia;
- badań ścieków komunalnych i przemysłowych, osadów ściekowych i odpadów;
- badań gleb i gruntów wraz z podaniem zaleceń uprawowych i rekultywacyjnych.