
Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Zeszyt 8

Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Zeszyt 8

Warszawa 1995

Spis treści

PRACE ORYGINALNE

E. BIERNACKA, R. GONDKO: Ocena jakościowa wód rzeki Neru i wybranych studni w dolinie.	3
K. PIEKUT, H. PAWŁAT: Wpływ zróżnicowanych warunków glebowo-wodnych i nawożenia na plonowanie łąk w pierwszych trzech latach po zasiewie na podstawie badań lizymetrycznych.	13
B. PAWLUŚKIEWICZ: Wpływ poziomu uwilgotnienia gleby i gatunku towarzyszącego w mieszkach na początkowy wzrost i rozwój mietlicy białawej.	21
A. KEGLER: Porównanie terminów występowania zerowego bilansu promieniowania i zerowych wartości gradientu temperatury powietrza w przebiegu dobowym.	29
M. PISARSKI, G. PODGÓRSKI: Badanie kompozytów budowlanych z gliny i roślin włóknistych.	33
W. MATUSIEWICZ: Wyniki badań współczynnika wodoprzepuszczalności waty bazaltowej.	37
W. ROGIŃSKI: Wykorzystanie procesów beztlenowych do unieszkodliwiania i utylizacji gnojowicy na fermie trzody chlewnej w Źródłach.	41
T. BRANDYK, J. SZATYŁOWICZ, P. HEWELKE, R. OLESZCZUK: Modelowanie ruchu wody w glebach o zmiennej geometrii.	47

PRACE METODYCZNE

J. SZATYŁOWICZ, T. BRANDYK, P. HEWELKE, T. GNATOWSKI, D. SZEJBA: Modelowanie procesu infiltracji wody w glebach z makroporami.	55
W. KOSIŃSKI: Dokładność niwelacji trygonometrycznej wykonywanej przy użyciu dalmierza świetlnego.	65
R. MADANY, D. GOŁASZEWSKI: Porównanie temperatury powietrza w klatce meteorologicznej i wewnątrz osłony firmy Trax-Elektronik.	71
T. ROZBICKI: Próba oceny wskaźnika wilgotności gruntu pod kątem przydatności do modelowania agrometeorologicznego.	77

PRZEGLĄD ZAGADNIEŃ NAUKOWYCH I TECHNICZNYCH

J. FÜRST, S. IGNAR: Zastosowanie GIS w Systemach Wspomagania Decyzji gospodarowania zasobami wód gruntowych.	83
Cz. GRABARCZYK: Analiza porównawcza jawnych wzorów dla współczynnika liniowych strat hydraulicznych.	87

Z. MATYJASIK, H. PAWŁAT: Możliwości wykorzystania utworów hydrogenicznych z modernizowanego Zalewu Skierniewickiego.	97
K. PIEKUT, H. PAWŁAT: Wymywanie składników chemicznych z gleb użytków rolnych do wód gruntowych	107
K. PACHUTA, C. NOWAK: Możliwości wzbogacenia gatunkowego zbiorowisk wykorzystywanych w procesie oczyszczania wód pościekowych.	117
B. ŁYKOWSKI, Cz. SZWED-ILNICKA: Ozon w troposferze.	131
J. HAŁKOWSKI, P. ORŁOWSKI, W. BUCZEK: Ocena stanu technicznego zapór bocznych zbiornika "Dębe" metodą fotointerpretacyjną.	145
W. MISIAK: Wymagania stawiane przy projektowaniu inwestycji wodnomelioracyjnych zapewniające ograniczenie ingerencji w środowisko przyrodnicze.	153
KRONIKA	
K. BANASIK: XXVI Kongres Międzynarodowej Asocjacji Badań Hydraulicznych (International Association of Hydraulic Research – IAHR), Londyn, 11–15.09.1995.	161
K. BANASIK: Monitorowanie i modelowanie procesów hydrologicznych w zmieniającym się środowisku. Symposium naukowe, Pionki, 4–5.09.1995.	165

ZESPÓŁ REDAKCYJNY

Andrzej Ciepeliowski, Bonifacy Łykowski (przewodniczący), Henryk Pawłat

RECENZENCI

Andrzej Byczkowski, Andrzej Ciepeliowski, Piotr Hewelke, Wiesław Kosiński, Janusz Kubrak, Bonifacy Łykowski, Romuald Madany, Józef Mosiej, Mikołaj Nazaruk, Heronim Olenderek, Henryk Pawłat, Marcin Pisarski, Wiesław Wieczorkiewicz

ADRES REDAKCJI

Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW
ul. Nowoursynowska 166; 02–787 Warszawa
tel. 43-90-41 (61,81), wew. 1273 i 1769

Projekt okładki i strony tytułowej – Barbara Werbanowska

Redaktor prowadzący – Elżbieta Dyszkiewicz

Redaktor techniczny – Krystyna Piotrowska

Korektor – Jolanta Zajączkowska

ISBN 83–00–02950–8



Wydawnictwo SGGW

Nakład 100+30 egz. Ark. wyd. 12,0. Ark. druk. 10,5

Oddano do druku w grudniu 1995 r. Wyd. 1414

Wydrukowano w Zakładzie Małej Poligrafii Wydawnictwa SGGW. Zam. 17/96

Elżbieta BIERNACKA

Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW

Roman GONDKO

Katedra Biofizyki Ogólnej Uniwersytetu Łódzkiego

Ocena jakościowa wód rzeki Neru i wybranych studni w dolinie

Wstęp

Do rzeki Ner odprowadzane są ścieki z Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej. Od kilkudziesięciu lat wykorzystywane są one do nawodnień użytków zielonych w dolinie. Początkowo nawodnienia miały charakter zwilżająco-nawożący i były ogromnie przydatne dla rozwoju rolnictwa w tym rejonie. W ostatnim okresie obserwuje się pogorszenie stanu środowiska przyrodniczego wskutek nadmiernej koncentracji składników chemicznych, a w szczególności metali ciężkich. Coraz częściej sygnalizuje się niekorzystne zmiany w składzie chemicznym wody ze studni gospodarskich w dolinie rzeki.

W latach 1990–1993 wykonano na zlecenie władz wojewódzkich Łodzi i Sieradza kompleksowe badania środowiska w tym rejonie. Brały w nich udział Akademia Medyczna w Łodzi i Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie. Badania te koordynowane były przez Katedrę Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW. Część badań dotyczyła oceny jakości wody rzecznej i wybranych studni w Dolinie Neru.

Materiał i metodyka badań

W 1993 roku w trzech terminach: wiosną 27.04., latem 27.07. i jesienią 26.10. pobrano próbki wody z rzeki Ner wzdłuż jej biegu, z czterech stanowisk (rys. 1).

1 – Grodzisko (punkt "0" przed zrzutem ścieków),

2 – Konstantynów (10 km od zrzutu ścieków),

3 – Puczniew (30 km od zrzutu ścieków),

4 – Poddębice (50 km od zrzutu ścieków).

W tych samych terminach, w pobliżu wyżej wymienionych punktów, pobierano próbki wody z czterech wytypowanych studni gospodarskich (rys. 1).

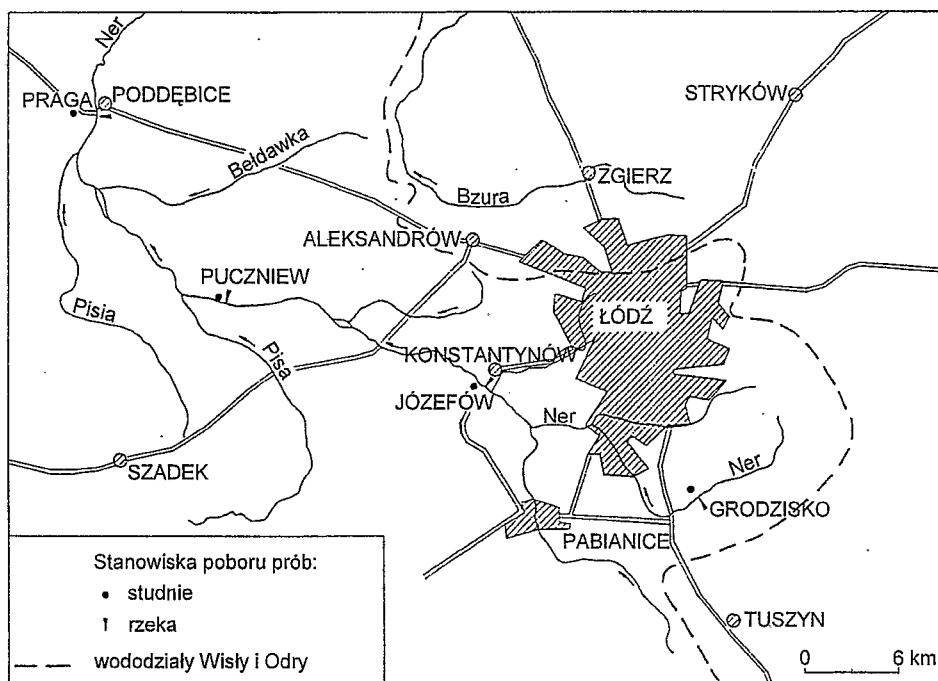
1 – głębinowa Grodzisko 49

2 – kopana Józefów 2

3 – kopana Puczniew 19

4 – kopana Praga 8

Próbki wody rzecznej pobrane zostały z nurtu na głębokości 20–50 cm poniżej zwierciadła wody przy użyciu czerpaka wody "Toń-2".



RYСУNEK 1. Lokalizacja stanowisk badawczych

W przypadku studni wodę pobierano bezpośrednio z kurka na rurze odprowadzającej pompowaną wodę (studnia 1) lub ze słupa wody studziennej za pomocą urządzenia czerpalnego studni (wiadro) – studnie 2, 3 i 4.

We wszystkich pobranych próbkach wykonano oznaczenia takich wskaźników czystości, jak: temperatura, odczyn, przewodność elektrolityczna właściwa, tlen rozpuszczalny, ChZT, zasadowość ogólna, twardość ogólna, chlorki, siarczany, azot amonowy, azot azotynowy, azot azotanowy, fosforany rozpuszczone, żelazo ogólne, wapń, magnez, sód, potas, cynk, chrom, kadm, ołów, miedź, arsen i rtęć oraz miano Coli typu kałowego.

Zawartość wapnia, magnezu, sodu, potasu i cynku oznaczono metodą ab-

sorpcjometrii płomieniowej, a chrom, kadm, ołów i miedź – metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej (z użyciem pieca grafitowego) wykorzystując aparat SPECTRA 300 firmy Varian (Sprawozdanie z I etapu badań ...).

Wyniki badań

Analizy fizyczno-chemiczne przedstawiono w uporządkowanej formie w tabeli 1, uwzględniającej wartości średnie z całego okresu badawczego oraz zakresy zmienności poszczególnych składników wody dla kolejnych stanowisk.

Oceny stanu wód Neru i wybranych studni w dolinie rzeki (tab. 2 i 3) dokonano na podstawie załącznika nr 1 do Rozporządzenia Ministra Ochrony Środowi-

TABELA 1. Charakterystyka fizykochemiczna rzeki Ner oraz wybranych studni w dolinie rzeki w roku 1993 (licznik – wartość średnia, mianownik – zakres zmienności poszczególnych wskaźników)

Wskaźnik	Ner				Studnie			
	Grodzisko	Konstantynów	Puczniew	Poddębice	Grodzisko	Józefów	Puczniew	Praga
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Temperatura (°C)	<u>12,7</u> 5,7 – 19,3	<u>17,7</u> 17,8 – 19,6	<u>16,2</u> 12,2 – 18,6	<u>14,5</u> 9,4 – 19,1	<u>11,8</u> 8,8 – 15,5	<u>9,1</u> 7,9 – 10,4	<u>8,9</u> 7,3 – 12,5	<u>9,9</u> 7,7 – 12,2
Odczyn (pH)	<u>7,45</u> 7,29 – 7,76	<u>7,44</u> 7,30 – 7,64	<u>7,43</u> 7,27 – 7,56	<u>7,52</u> 7,45 – 7,65	<u>7,37</u> 7,32 – 7,42	<u>6,80</u> 6,65 – 7,09	<u>6,96</u> 6,90 – 7,00	<u>7,29</u> 7,21 – 7,42
Przewodność elektryczna właściwa (μS/cm)	<u>676,5</u> 446,1 – 990,6	<u>822,2</u> 834 – 806,4	<u>912,8</u> 905,6 – 922,0	<u>683,4</u> 640,9 – 705,5	<u>386,5</u> 374,4 – 397,0	<u>819,6</u> 696,1 – 1053,0	<u>557,8</u> 489,4 – 657,9	<u>1357,4</u> 1322,0 – 1363,7
Tlen rozpuszczony (mg O ₂ /dm ³)	<u>6,38</u> 3,99 – 8,77	n.w.	n.w.	<u>0,93</u> 0,80 – 1,00	<u>6,85</u> 6,38 – 7,77	<u>6,85</u> 4,39 – 8,57	<u>4,86</u> 3,00 – 5,79	<u>5,88</u> 4,79 – 6,18
ChZT met. dwuchrom. (mg O ₂ /dm ³)	<u>96,92</u> 65,13 – 156,82	<u>197,38</u> 149,94 – 232,85	<u>200,16</u> 184,35 – 211,46	<u>132,21</u> 83,57 – 175,82	<u>7,40</u> 3,78 – 10,78	<u>13,99</u> 8,05 – 13,45	<u>14,91</u> 2,83 – 22,85	<u>23,27</u> 20,27 – 27,96
Zasadowość ogólna (mval/dm ³)	<u>3,91</u> 3,30 – 4,63	<u>4,85</u> 4,47 – 5,32	<u>514</u> 4,42 – 5,74	<u>4,47</u> 3,83 – 4,84	<u>3,90</u> 3,62 – 4,07	<u>1,24</u> 1,03 – 1,45	<u>1,06</u> 0,72 – 1,24	<u>3,00</u> 2,73 – 3,29
Twardość ogólna (mg CaCO ₃ /dm ³)	<u>279,8</u> 213,2 – 343,8	<u>183,2</u> 139,1 – 282,7	<u>191,7</u> 158,6 – 212,7	<u>196,2</u> 149,6 – 221,7	<u>151</u> 119,6 – 179,2	<u>223,7</u> 161,4 – 308,8	<u>185,2</u> 178,7 – 197,2	<u>287,8</u> 177,2 – 354,8
Chlorki (mg Cl/dm ³)	<u>17,8</u> 6,1 – 28,7	<u>251,9</u> 106,8 – 467,0	<u>392,3</u> 167,6 – 614,2	<u>74,5</u> 61,4 – 90,6	<u>4,9</u> 3,2 – 5,9	<u>70,9</u> 58,6 – 90,2	<u>36,2</u> 16,5 – 65,7	<u>239,7</u> 216,7 – 264,4
Siarczany (mg SO ₄ /dm ³)	<u>130,1</u> 16,2 – 238,8	<u>97,6</u> 88,4 – 104,2	<u>86,8</u> 58,6 – 113,4	<u>76,6</u> 63,3 – 85,0	<u>8,7</u> 5,3 – 11,0	<u>92,6</u> 63,1 – 118,1	<u>76,4</u> 61,0 – 85,7	<u>147,2</u> 116,1 – 163,6
Azot amonowy (mg N–NH ₄ /dm ³)	<u>0,22</u> 0,10 – 0,42	<u>12,85</u> 8,76 – 15,46	<u>13,07</u> 9,99 – 16,09	<u>6,12</u> 3,72 – 8,04	<u>0,08</u> 0,05 – 0,13	<u>0,17</u> n.w. – 0,39	<u>0,03</u> śl. – 0,08	n.w.
Azot azotynowy (mg N–NO ₂ /dm ³)	<u>0,039</u> 0,003 – 0,112	<u>0,019</u> 0,006 – 0,042	<u>0,014</u> 0,011 – 0,017	<u>0,043</u> 0,031 – 0,061	<u>0,006</u> 0,003 – 0,009	<u>0,082</u> 0,011 – 0,213	<u>0,098</u> 0,052 – 0,129	<u>0,013</u> 0,009 – 0,018

cd. tabeli 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Azot azotanowy (mg N-NO ₃ /dm ³)	<u>1,97</u> 0,08 – 5,68	<u>0,23</u> 0,17 – 0,31	<u>0,30</u> 0,21 – 0,37	<u>0,34</u> 0,13 – 0,50	<u>0,20</u> 0,16 – 0,22	<u>38,70</u> 28,32 – 57,40	<u>20,49</u> 15,46 – 27,69	<u>34,26</u> 32,05 – 35,90
Fosforany rozpuszczone (mg PO ₄ /dm ³)	<u>0,07</u> n.w. – 0,21	<u>3,37</u> 3,00 – 3,87	<u>3,49</u> 3,06 – 3,87	<u>2,42</u> 1,33 – 3,80	<u>0,01</u> n.w. – 0,04	<u>0,06</u> n.w. – 0,12	<u>0,007</u> śl. – 0,02	<u>3,38</u> 2,98 – 4,00
Żelazo ogólne (mg Fe/dm ³)	<u>0,37</u> 0,17 – 0,71	<u>0,39</u> 0,36 – 0,44	<u>0,54</u> 0,49 – 0,59	<u>0,71</u> 0,24 – 0,96	<u>0,14</u> 0,11 – 0,16	<u>0,10</u> 0,08 – 0,14	<u>0,17</u> 0,11 – 0,24	<u>0,14</u> 0,11 – 0,19
Wapń (mg Ca/dm ³)	<u>96,0</u> 73,1 – 118,3	<u>60,5</u> 43,6 – 74,0	<u>62,8</u> 48,7 – 71,4	<u>65,0</u> 47,4 – 74,4	<u>53,1</u> 38,9 – 61,3	<u>71,2</u> 50,3 – 100,4	<u>57,5</u> 53,6 – 62,9	<u>97,3</u> 67,9 – 113,3
Magnez (mg Mg/dm ³)	<u>9,8</u> 7,5 – 11,7	<u>7,7</u> 7,4 – 8,0	<u>8,5</u> 8,2 – 9,0	<u>8,2</u> 7,6 – 8,7	<u>6,0</u> 5,5 – 6,3	<u>11,1</u> 8,6 – 14,1	<u>10,2</u> 9,5 – 11,3	<u>15,5</u> 14,0 – 17,5
Sód (mg Na/dm ³)	<u>9,4</u> 8,4 – 10,9	<u>76,5</u> 73,3 – 78,9	<u>98,4</u> 91,2 – 108,0	<u>43,6</u> 32,9 – 50,2	<u>5,1</u> 4,9 – 5,2	<u>42,9</u> 33,3 – 60,7	<u>9,2</u> 8,3 – 10,3	<u>105,5</u> 97,0 – 110,0
Potas (mg K/dm ³)	<u>4,7</u> 1,9 – 11,5	<u>13,6</u> 8,7 – 21,4	<u>16,1</u> 10,5 – 24,9	<u>9,5</u> 4,3 – 18,0	<u>4,0</u> śl. – 11,3	<u>39,2</u> 28,5 – 55,6	<u>22,6</u> 15,3 – 28,1	<u>94,0</u> 84,0 – 108,2
Cynk (mg Zn/dm ³)	<u>0,012</u> 0,011 – 0,014	<u>0,175</u> 0,128 – 0,224	<u>0,215</u> 0,203 – 0,228	<u>0,060</u> 0,014 – 0,083	<u>0,513</u> 0,316 – 0,654	<u>0,290</u> 0,215 – 0,363	<u>0,052</u> 0,018 – 0,076	<u>0,325</u> 0,141 – 0,626
Chrom (µg Cr/dm ³)	śl.	<u>26,0</u> 18,7 – 30,3	<u>63,1</u> 30,0 – 112,5	<u>11,7</u> 7,1 – 17,2	śl.	śl.	śl.	śl.
Kadm (µg Cd/dm ³)	<u>0,03</u> śl. – 0,1	<u>2,3</u> 0,5 – 5,6	<u>2,6</u> 1,5 – 3,9	<u>0,5</u> 0,5 – 0,6	<u>0,8</u> 0,5 – 1,2	<u>0,03</u> śl. – 0,1	śl.	<u>0,07</u> śl. – 0,2
Ołów (µg Pb/dm ³)	<u>0,73</u> śl. – 2,2	<u>7,6</u> 4,5 – 12,2	<u>11,0</u> 9,6 – 11,9	<u>4,6</u> 4,0 – 5,1	<u>0,4</u> śl. – 1,1	śl.	śl.	śl.
Miedź (µg Cu/dm ³)	<u>4,2</u> 1,9 – 5,7	<u>77,8</u> 19,0 – 126,3	<u>41,3</u> 32,5 – 49,5	<u>12,4</u> 10,8 – 15,0	<u>3,6</u> 1,4 – 5,5	<u>8,4</u> 5,1 – 13,9	<u>8,0</u> 4,2 – 11,9	<u>8,2</u> 7,7 – 9,0

śl. – ilości śladowe

n.w. – nie wykryto

TABELA 2. Klasyfikacja jakościowa rzeki Ner w 1993 roku

Stanowisko	Pora roku	Stwierdzona klasa czystości				Wskaźnik decydujący o klasie wody							
		I	II	III	NON								
Grodzisko	wiosna	–	–	–	×	O ₂			NO ₂				
	lato	–	–	–	×		ChZT						
	jesień	–	–	×	–		ChZT						
	średnia	–	–	×	–		ChZT						
Konstantynów	wiosna	–	–	–	×	O ₂	ChZT	NH ₄		PO ₄		Zn	Cu
	lato	–	–	–	×	O ₂	ChZT	NH ₄		PO ₄	Cl	K	
	jesień	–	–	–	×	O ₂	ChZT	NH ₄		PO ₄			Cu
	średnia	–	–	–	×	O ₂	ChZT	NH ₄		PO ₄			Cu
Puczniew	wiosna	–	–	–	×	O ₂	ChZT	NH ₄		PO ₄		Zn	
	lato	–	–	–	×	O ₂	ChZT	NH ₄		PO ₄	Cl	K	Zn
	jesień	–	–	–	×	O ₂	ChZT	NH ₄		PO ₄			Zn
	średnia	–	–	–	×	O ₂	ChZT	NH ₄		PO ₄		K	Zn
Poddebice	wiosna	–	–	–	×	O ₂		NH ₄	NO ₂	PO ₄			
	lato	–	–	–	×	O ₂	ChZT	NH ₄		PO ₄		K	
	jesień	–	–	–	×	O ₂	ChZT			PO ₄			
	średnia	–	–	–	×	O ₂	ChZT	NH ₄		PO ₄			

NON – nie odpowiada normie żadnej z klas.

TABELA 3. Klasyfikacja jakościowa wybranych studni w dolinie rzeki Ner w 1993 roku

Stanowisko	Pora roku	Czystość wody		Wskaźnik przekraczający normę		
		w normie	NON			
Grodzisko	wiosna	×	—			
	lato	×	—			
	jesień	×	—			
	średnia	×	—			
Józefów	wiosna	—	×	NO ₃		K***
	lato	—	×	NO ₃	NO ₂ *	K
	jesień	—	×	NO ₃		K
	średnia	—	×	NO ₃	NO ₂	K
Puczniew	wiosna	—	×	NO ₃	NO ₂	K
	lato	—	×	NO ₃	NO ₂	K
	jesień	—	×	NO ₃	NO ₂	K
	średnia	—	×	NO ₃	NO ₂	K
Praga	wiosna	—	×	NO ₃	PO ₄ **	K
	lato	—	×	NO ₃	PO ₄	K
	jesień	—	×	NO ₃	PO ₄	K
	średnia	—	×	NO ₃	PO ₄	K

NON – nie odpowiada normie,

* NO₂ – 0,03 mgN/dm³ (przyjęta norma II klasy czystości wód powierzchniowych),

** PO₄ – 0,6 mgPO₄/dm³ (przyjęta norma II klasy czystości wód powierzchniowych),

*** K – 12 mgK/dm³ (przyjęta II klasy czystości wód powierzchniowych).

ska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi (DzU nr 116 poz. 503) oraz załącznika nr 1 do Rozporządzenia Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 4 maja 1990 r., zmieniającego rozporządzenie w sprawie warunków, jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze (DzU nr 35 poz. 206).

Ocena stanu czystości wód rzeki Ner. W 1993 roku, zgodnie z założeniami, badaniami objęto cztery stanowiska pomiarowe zlokalizowane na rzece Ner (Grodzisko, Konstantynów, Puczniew, Poddębice). Spośród czterech punktów

pomiarowych tylko w przypadku stanowiska pierwszego w Grodzisku (przed zrzutem ścieków) rzeka Ner spełniała wymagania III klasy czystości. Jednak wiosną i latem obserwowano przekroczenia, w stosunku do III klasy czystości, pojedynczych wskaźników (tlen rozpuszczony, azot azotynowy, ChZT). Woda w pozostałych punktach pomiarowych nie odpowiadała normom żadnej z trzech klas czystości.

Najwyższym stopniem zanieczyszczenia wody charakteryzowały się stanowiska: drugie i trzecie w Puczniewie, położone najbliżej miejsca przyjęcia przez rzekę silnie obciążonych ścieków komunalno-przemysłowych z Łodzi i Pabianiec (niesionych przez rzekę Dobrzyńkę).

O dyskwalifikacji jakości wody decydowały takie wskaźniki, jak: tlen rozpuszczony, ChZT, azot amonowy, fosforany rozpuszczone, chlorki, potas, cynk, chrom i miedź.

Porównanie składu chemicznego wód wyżej wymienionych punktów z najdalej wysuniętym w dół rzeki stanowiskiem czwartym w Poddębicach wykazuje tendencję do spadku zanieczyszczenia wód Neru, mimo dalej utrzymującego się ponadnormatywnego charakteru rzeki.

W stosunku do całkowicie pozbawionych tlenu wód na stanowiskach w Konstantynowie i Puczniewie, w Poddębicach stwierdzono znikomą jego zawartość wynoszącą 0,8–1,0 mg O₂/dm³. Ponadto przekroczenia normatywów III klasy czystości obserwowano nadal w przypadku ChZT, azotu amonowego, fosforanów, azotu azotynowego (wiosną) i potasu (latem). Nie zanotowano natomiast przekroczenia najwyższego dopuszczalnego stężenia kationów metali ciężkich.

Ocena stanu czystości wód studziennych. Badaniom poddano cztery ujęcia wody pitnej (studnia głębinowa w Grodzisku i trzy studnie kopane w Józefowie, Puczniewie i na Pradze).

Wykonano łącznie 24 analizy uwzględniające oznaczenie 23 składników fizyczno-chemicznych czystości wody. Zgodnie z przyjętym sposobem klasyfikacji zaobserwowano znaczne zróżnicowanie jakości wód badanych studni. Woda studni głębinowej w Grodzisku w okresie badawczym nie wykazywała ponadnormatywnego przekroczenia analizowanych wskaźników fizyczno-chemicznych. W pozostałych trzech stud-

niach kopanych, zlokalizowanych w Józefowie, Puczniewie i na Pradze, jakość wód nie odpowiadała obowiązującym normom.

Niepokój budzi stan czystości wód studziennych. Odnosi się to w głównej mierze do studni kopanych, zlokalizowanych w Józefowie, Puczniewie i na Pradze, których wody nie odpowiadały obowiązującym normom z uwagi na znaczne przekroczenie stężenia azotanów (2-krotne – Puczniew, 3,5-krotne – Praga, 5-krotne – Józefów). O złej jakości wody świadczyły także wysokie zawartości azotanów (Józefów, Puczniew), fosforanów (Praga) i potasu we wszystkich ujęciach wody.

Zawartość tych trzech składników nie jest limitowana w normach jakości wody pitnej (Rozp. MZiOS – 1990 r.), dlatego też do interpretacji wyników przyjęto zakres norm II klasy czystości wód powierzchniowych, które zasadniczo nie odbiegają od standardów wody do picia innych krajów europejskich.

W myśl przyjętych założeń, biorąc pod uwagę najgorszy wynik w okresie badawczym, zanotowano 7-krotne przekroczenie azotanów w Józefowie (lato) i 4-krotne w Puczniewie (wiosna) oraz ok. 6-krotne przekroczenie fosforanów na Pradze. W przypadku potasu najwyższe wartości stwierdzono we wszystkich trzech studniach latem. Stężenie potasu, w stosunku do przyjętej normy, w Puczniewie było wyższe ok. 2 razy, w Józefowie – ok. 5 razy i na Pradze – 9 razy.

Stosunkowo duże zawartości potasu w wodach podziemnych mogą być związane z lokalnymi wystąpieniami soli po-

tasowych, gdzie zawartość potasu w złożach może osiągnąć 20–50% kationu.

Wody podziemne mogą się także cechować zwiększoną ilością potasu w przypadku ich zanieczyszczenia. Do głównych źródeł antropogenicznego skażenia tych wód zaliczyć można nawozy potasowe i organiczne, gnojowicę, kłaki, doły chłonne itp. Problem ten występuje z całą jaskrawością szczególnie na obszarach wiejskich i w tych rejonach miast i osiedli, gdzie procesowi rozwijania sieci wodociągowej nie towarzyszą rozwiązania zmierzające do unieszkodliwiania ścieków, odprowadzanych bezpośrednio do gruntu lub wód powierzchniowych.

Duża zawartość azotanów i azotynów, przy równoczesnej obecności amoniaku, może wskazywać na trwałe zanieczyszczenie organiczne wód studziennych.

Użytkowanie wody zawierającej dawki azotanów wielokrotnie przekraczające ustaloną normę ($10 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$) nie pozostaje obojętne dla organizmu człowieka. Azotany w przewodzie pokarmowym przechodzą w azotyny, które zakłócają gospodarkę tlenową i mogą być przyczyną groźnej u małych dzieci choroby tzw. methamoglobinemii (sinicy). Ponadto mogą przechodzić w obecności prostych amin drugorzędnych w nitrozoaminy, uznawane za związki rakotwórcze. Stwierdzane częste występowanie raka żołądka wśród ludności wiejskiej daje się skorelować z bardzo wysoką zawartością azotanów i azotynów w wodach studziennych. Także spośród wielu przyczyn zapadalności na białaczkę wymienia się m.in. nitrozoaminy lub sub-

straty ich powstawania – azotyny i azotany (Stan środowiska na terenie woj. łódzkiego w 1992 r.).

Metale ciężkie (cynk, chrom, kadm, ołów, miedź) nie miały wpływu na ocenę jakościową wód studziennych – były stwierdzane w ilościach śladowych lub nie przekraczały najwyższych dopuszczalnych stężeń. Jednak zaniepokojenie może budzić fakt, że w wodzie pochodzącej ze studni głębinowej w Grodzisku, mieszczącej się w okresie badawczym w normach określonych dla wody pitnej, w przypadku cynku, kadmu i ołowiu stwierdzono najwyższe stężenie tych kationów w porównaniu ze studniami kopanymi. Mniejsze zawartości obserwowano jedynie w przypadku miedzi.

Zawartość w wodzie metali ciężkich nawet w niewielkich dawkach powinno budzić uzasadnione zaniepokojenie, gdyż większość substancji toksycznych (a do takich należy zaliczyć ołów, chrom, kadm i miedź) ma charakter kumulatywny. Ulegają one biokumulacji z niewielkich nawet koncentracji w wodzie do coraz większych stężeń w poszczególnych ogniwach łańcucha pokarmowego, których często nieodwracalne skutki mogą być odległe w czasie. Ponadto wiadomo, że toksyczność tych metali jest większa w wodach miękkich niż w wodach twardych, a niektóre jony, np. niklu i cynku oraz miedzi i cynku oddziałują w sposób synergistyczny. W tym miejscu trzeba zaznaczyć, że wodę badanych studni należy zakwalifikować jako miękką lub najwyżej średnio twardą.

O złym stanie czystości wody świadczą również badania bakteriologiczne, wskazujące na znaczne skażenie rzeki i

studni drobnoustrojami patogennymi pochodzenia ludzkiego i zwierzęcego (Sprawozdanie z I etapu badań...,).

Wnioski

1. Badania przeprowadzone w 1993 r. potwierdziły założenie, że stan czystości Neru i wybranych studni w dolinie rzeki na odcinku Konstantynów-Poddębice nie odpowiada normom wody pitnej i przeznaczonej na potrzeby gospodarcze.

2. Z uwagi na stwierdzenie w badanych wodach składników nieobjętych dla zdrowia człowieka oraz substancji toksycznych o kumulatywnym charakterze należy uznać, że badania wody pitnej powinny być kontynuowane.

3. W przyszłych analizach jakości wody należy ograniczyć liczbę wskaźników czystości do tych, które w badaniach pilotażowych decydowały o klasie wody (tlen rozpuszczony, ChZT, azot azotanowy, azot azotynowy, azot amonowy, fosforany rozpuszczone, chlorki) oraz wpływały na jej toksyczność (metale ciężkie). Jednocześnie należy zwiększyć liczbę punktów pomiarowych, co pozwoli stworzyć większą bazę danych dla pełnej oceny stanu jakości wody pitnej.

Literatura

- BIERNACKA E., DUCZYŃSKI P.J., 1992: *Wpływ nawadniania wodami rzeki Neru na właściwości chemiczne siana*. Mat. Konf. Nauk. Ochrona i kształtowanie środowiska rolniczego. SGGW, Warszawa.
- BIERNACKA E., KARAŚ J., 1992: *Ocena wartości pokarmowej siana z terenów nawadnia-*

nych. Mat. Konf. Nauk. Ochrona i kształtowanie środowiska rolniczego. SGGW, Warszawa.

- BIERNACKA E. 1994: *Wpływ rzeki Ner na środowisko przyrodnicze*. Mat. Konf. Międzyn. Environmental, Łódź.
- BEDNARZ T. 1986: *Biotestowa ocena zanieczyszczeń* [W:] *Monitoring ekosystemów jeziornych*. Red. A. Hillbricht-Ilkowska, Ossolineum, Wrocław.
- BURCHARD T., HEREŻNIAK-CIOTOWA U., KACA W. 1990: *Metody badań i ocena jakości wód powierzchniowych i podziemnych*. Wydaw. UŁ, Łódź.
- FISZER J., RYBICKI S., STARK Z. 1976: *Physicochemical and bacteriological characteristics of potable water in region of increased cancer occurrence*. Environment Protection Engineering; 1.
- GRZYBOWSKA J. 1976: *Zanieczyszczenia chemiczne*. PWN, Warszawa.
- JANICKI K. 1987: *Epidemiologiczna charakterystyka porównawcza białaczek (wybrane zagadnienia)*. PAN, Ossolineum, Wrocław.
- KLECZKOWSKI A.S. 1984: *Ochrona wód podziemnych*. Wydaw. Geologiczne, Warszawa.
- LIWSKI S., MATYJASIK Z., LITWIŃSKI J. 1990: *Metale ciężkie w wodach, glebach i roślinach doliny Neru*. Zesz. Nauk. AR Kraków; 249.
- MATYJASIK Z. 1992: *Ocena zasolenia gleb nawadnianych wodami ściekowymi rzeki Ner*. Mat. Konf. Nauk. Ochrona i kształtowanie środowiska rolniczego. SGGW, Warszawa.
- Stan środowiska na terenie woj. łódzkiego w 1992 r.* Wydział Ochrony Środowiska Urzędu Wojewódzkiego w Łodzi, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Łodzi.
- Sprawozdanie z I etapu badań: *Stan zdrowia populacji ludzkiej w dolinie rzeki Ner* (maszynopis) Zakład Medycyny Zapobiegawczej Instytutu OOOZW Akademii Medycznej w Łodzi.

Summary

Evaluation of the water quality from the Ner river and some wells in this valley. The quality of the drink water from the river Ner and

from the wells, that was determined in 1993, shows systematic changes in its chemical composition.

The high level of NO-NO_3^- , N-NO_2^- and N-NH_4 in the wells can be used as an indicator of the low quality water. The most polluted water in the Ner river was found close to the input of the waste water from the industrial area. The water of the river include high level of all analysed chemicals, specially ammonium nitrate, chlorides, soluble phosphor, potassium, zinc, chrom and cuprum compounds.

Authors' address

E. Biernacka

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

R. Gondko

University Łódź

90-237 Łódź, ul. S. Banacha 12/16

Poland

Wpływ zróżnicowanych warunków glebowo-wodnych i nawożenia na plonowanie łąk w pierwszych trzech latach po zasiewie na podstawie badań lizymetrycznych

Wstęp

Odnawianie zdegradowanych użytków zielonych przez ich zaorywanie i ponowne obsiewanie jest przerwaniem zachodzących dotychczas procesów rozwoju ekosystemu (Reinhorn and Arnimelch 1974). Po zasiewie procesy te rozpoczynają się od nowa, a ich tempo i kierunek zależny jest od warunków glebowych, wodnych, nawożenia i właściwości biologicznych wprowadzonych roślin. W początkowym okresie po zasiewie silnie rozwijają się gatunki o szybkim tempie rozwoju, dobrze wykorzystujące dodatkowy azot uwalniający się w procesach mineralizacji (Watson i in. 1993). W miarę rozwoju nowej runi, ograniczającej dostęp powietrza do gleby, rozpoczynają się procesy darniowe. Plonowanie nowych użytków zielonych stabilizuje się zgodnie z tworzącymi się warunkami siedliska i nawożeniem (Baryła 1992).

Celem pracy było określenie plonowania ekosystemów łąkowych w początkowym okresie ich rozwoju w zależności od warunków glebowo-wodnych oraz poziomu nawożenia.

Teren i metoda badań

Badania przeprowadzono na stacji lizymetrycznej SGGW w Ursynowie w latach 1991–1994. Doświadczenie składało się z 81 lizymetrów stałych o ϕ 45 cm. W roku 1991 lizymetry zostały wypełnione glebą lekką, glebą średniozwięzłą i zwięzłą o składzie mechanicznym przedstawionym w tabeli 1. Glebę lekką stanowił piasek słabo gliniasty na piasku luźnym. Glebę średniozwięzłą stanowił pył gliniasty na pyłe piaszczystym. Glebę zwięzłą stanowiła glina średnia pylasta.

Powierzchnie lizymetrów obsiano latem 1991 r. następującą mieszanką traw: *Festuca pratensis* 20%, *Phleum pratense* 20%, *Dactylis glomerata* 5%, *Arrhenatherum elatius* 10%, *Lolium perenne* 10%, *Poa pratensis* 20% i *Festuca rubra* 15%. W latach 1992–1994 roślinność użytkowano trzykośnie.

Doświadczenie obejmowało następujące czynniki:

- 3 rodzaje gleby: A₁ – gleba lekka, A₂ – gleba średniozwięzła i A₃ – gleba ciężka,

- 3 stałe poziomy wody gruntowej: B₁ – 45 cm, B₂ – 60 cm i B₃ – 90 cm,
- 3 poziomy nawożenia: C₁ – bez nawożenia, C₂ – 350 kg/ha NPK (N₁₆₀P₄₀K₁₅₀) i C₃ – 700 kg/ha NPK (N₃₂₀P₈₀K₃₀₀).

Podane dawki nawozów wysiewano w 3 równych częściach pod każdy pokos.

Okres wegetacji (IV–IX) w 1992 i 1993 roku był bardzo suchy. Jednocześnie rozkład opadów atmosferycznych układał się niekorzystnie dla wzrostu traw, w szczególności w 1992 roku (tab. 2). W 1994 roku okres wegetacji był śred-

nio wilgotny, przy znacznych niedoborach opadów w czerwcu i lipcu. Analizowane lata były ciepłe, stymulujące zapotrzebowanie wody na ewapotranspirację (Piekut i in. 1995).

Wyniki i dyskusja

Uzyskane średnie plony siana w latach 1992–1994 przedstawiono na rysunkach 1–3, a w ujęciu zbiorczym dla poszczególnych czynników w tabeli 3.

TABELA 1. Skład granulometryczny gleb w lizymetrach

Rodzaj gleby	Głębokość warstwy [cm]	Procentowy udział frakcji o danej średnicy [mm]		
		1,0–0,1 piasek	0,1–0,02 pył	< 0,02 cz. spławialne
Lekka	0–25	85	7	8
	< 25	96	1	3
Średniozwięzła	0–25	30	47	23
	< 25	54	31	15
Zwięzła	0–25	23	30	47
	25–90	14	37	49
	< 90	15	40	45

TABELA 2. Opady w mm w okresie badań na tle wartości z wielolecia (Stacja Meteorologiczna SGGW, Warszawa-Ursynów)

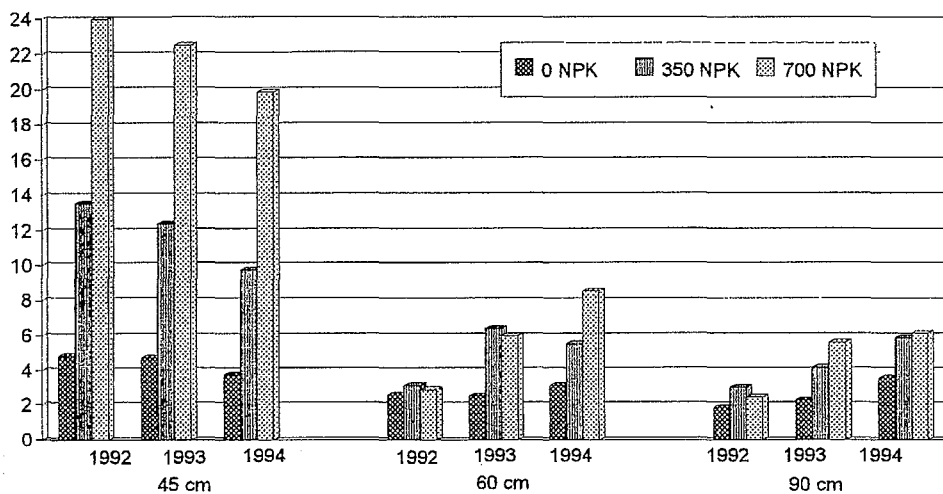
Lata	Miesiąc						Suma	
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	IV–IX	I–XII
1960–62	33,4	55,4	67,4	67,7	64,7	44,4	333,0	516,4
1992	36,1	17,8	35,6	27,8	24,8	86,5	228,6	435,5
1993	17,3	41,8	37,7	73,8	28,8	38,1	237,5	434,6
1994	78,8	93,2	12,3	40,0	62,2	67,2	353,7	609,1

TABELA 3. Średni plon siana w lizymetrach dla badanych czynników [w t/ha s.m.]

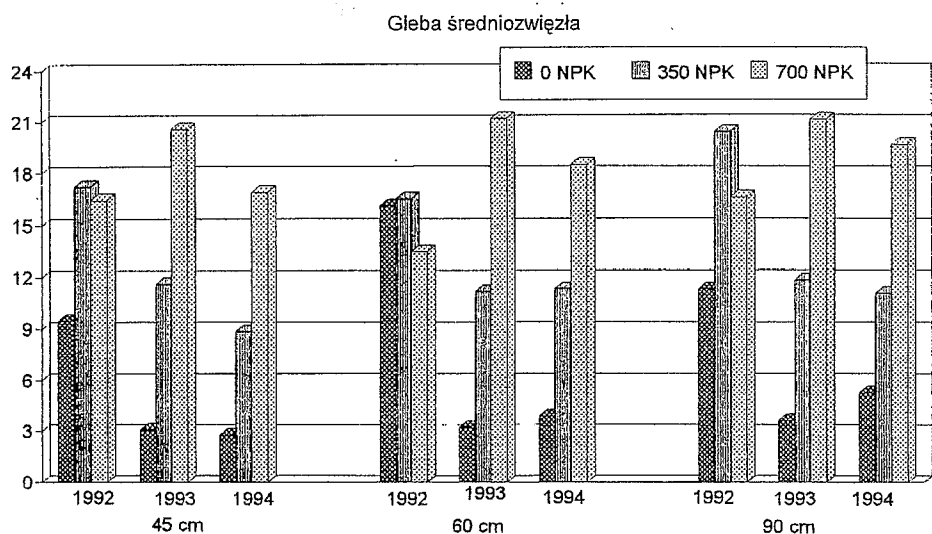
Badany czynnik	Poziom czynnika	Lata			Średnia
		1992	1993	1994	
Pokos	I	5,77	5,75	4,92	5,48
	II	4,74	2,97	2,58	3,43
	III	2,46	2,15	2,88	2,50
	LSD	0,32 ^a	0,17 ^a	0,14 ^a	0,46
	Suma	12,98	10,86	10,39	11,41
Poziom wody	45 cm	14,70	12,88	11,09	12,89
	60 cm	11,74	10,16	10,38	10,76
	90 cm	12,50	9,55	9,69	10,58
Rodzaj gleby	lekka	6,48	7,41	7,36	7,08
	średnia	15,30	11,94	10,91	12,71
	ciężka	17,17	13,24	12,89	14,43
Nawożenie [kg NPK/ha]	0	9,85	4,75	4,81	6,47
	350	13,62	10,94	10,26	11,60
	700	15,47	16,90	16,09	16,15
LSD		0,90 ^b	0,60 ^b	0,43 ^b	0,38

^a LSD dla plonów w pokosach, ^b LSD dla sumy pokosów w roku.

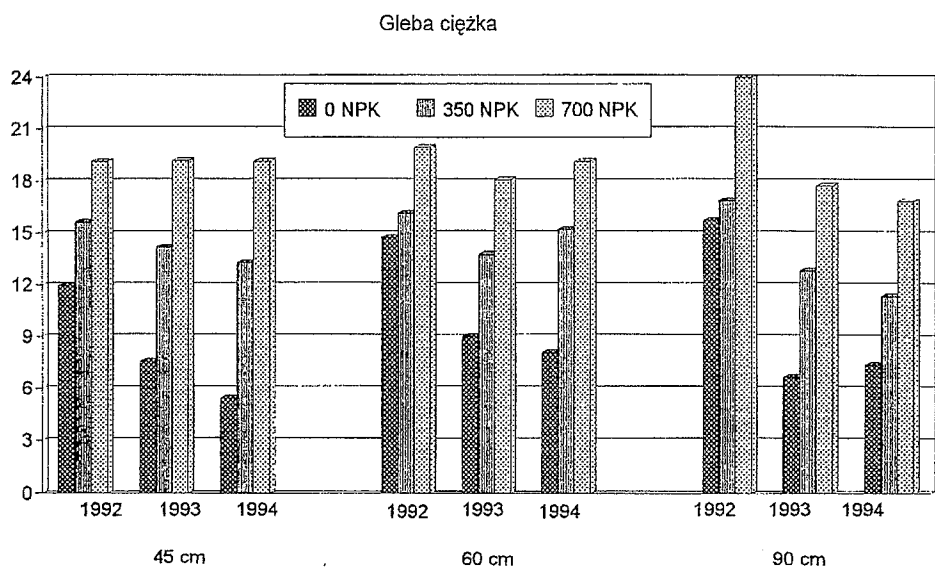
Gleba lekka



RYSUNEK 1. Plony na glebie lekkiej w zależności od nawożenia i poziomu wody gruntowej [t/ha s.m.]



RYSUNEK 2. Plony na glebie średniozwięzłej w zależności od nawożenia i poziomu wody gruntowej (t/ha s.m.)



RYSUNEK 3. Plony na glebie ciężkiej w zależności od nawożenia i poziomu wody gruntowej [t/ha s.m.]

Z analizy tych danych wynika, że najważniejszym czynnikiem wpływającym na wysokość plonów była zasobność gleby w składniki pokarmowe, uwarunkowana stosowanymi dawkami NPK. Ważniejszymi czynnikami były – rodzaj gleby i lata użytkowania, a na glebie lekkiej także poziom wody gruntowej. Maksymalne plony w niektórych układach ekologicznych przekraczały 20 t s.m. z hektara.

Najwyższe plony siana w analizowanych warunkach siedliskowych otrzymano w I roku po zasiewie, a w szczególności w pierwszym i drugim odroście. Bardzo wysokie plony uzyskano na glebie średniozwięzłej i ciężkiej, a na glebie lekkiej tylko przy poziomie wody gruntowej na głębokości 45 cm. Dużą produktywność roślin notowano w lizymetrach nie nawożonych na glebie średniozwięzłej i ciężkiej przy poziomach wody gruntowej na głębokości 60 i 90 cm. Efektywność produkcyjna nawożenia była niska, najwyższa przy poziomie wody gruntowej na głębokości 45 cm.

W II roku po zasiewie plony siana były niższe, szczególnie w lizymetrach bez nawożenia przy poziomach wody gruntowej na głębokości 60 i 90 cm. Notowano natomiast wyższą efektywność dawek NPK, i to w tym większym stopniu, im poziom wód gruntowych był wyższy. Podobnie jak w I roku bardzo niskie plony notowano w lizymetrach z glebą lekką o poziomie wody gruntowej na głębokości 60 i 90 cm.

W III roku po zasiewie plony siana były ogólnie nieznacznie niższe w porównaniu z rokiem poprzednim. Wpływ nawożenia na wielkość plonu zależał głównie od poziomu wody gruntowej, a

następnie od rodzaju gleby. Najwyższą efektywność produkcyjną nawożenia obserwowano dla poziomu wody gruntowej 45 cm, szczególnie na glebie lekkiej.

W latach 1992–1994 najbardziej stabilne plony siana notowano w pierwszym i trzecim odroście, w warunkach poziomów wód gruntowych na głębokości 60 cm, a najbardziej zróżnicowane w drugim pokosie przy poziomie wody gruntowej na głębokości 90 cm. Zbiorowiska łąkowe w analizowanych warunkach wodno-pokarmowych najwyższą produktywnością charakteryzowały się na glebie ciężkiej, a najniższą na glebie lekkiej – szczególnie przy poziomie wody 60 i 90 cm. Efektywność produkcyjna nawożenia zmniejszała się z obniżaniem poziomu wody gruntowej i wzrostem dawek NPK. Na glebie lekkiej dawki NPK przy poziomach wody 60 i 90 cm były nieefektywne.

Uzyskane wyniki wykazały, że w początkowym okresie po zasiewie na wielkość plonów w znacznym stopniu wpływają składniki uwalniające się z mineralizacji substancji organicznej. Wyrażało się to przede wszystkim wysokimi plonami z lizymetrów nie nawożonych, o niższych poziomach wody gruntowej, gdzie dostęp powietrza do gleby był większy. Przy wysokich stanach wody gruntowej, gdzie procesy mineralizacji były znacznie ograniczone, plonowanie uwarunkowane było głównie poziomem nawożenia. W miarę rozwoju darni tempo mineralizacji spadało, plony na obiektach nie nawożonych ulegały znacznemu obniżeniu, a na obiektach nawożonych jego efekt był wyraźniejszy. Wyższe plony w I roku po zasiewie wynikające z minera-

lizacji starej darni stwierdził również Nazaruk (1993).

Na glebie lekkiej czynnikiem istotnie ograniczającym plonowanie był brak wody. Poziomy wody gruntowej na głębokości 60 i 90 cm na tej glebie nie zapewniały roślinności trawiastej odpowiedniego dostępu do wody, czego wskaźnikiem były niskie plony i mały efekt produkcyjny nawożenia.

Obserwowane zmiany plonowania pod wpływem badanych czynników w kolejnych latach związane były z rozwojem wysianych gatunków traw. W I roku po zasiewie w runi dominowała życica trwała i kostrzewa łąkowa we wszystkich lizymetrach. W kolejnych latach następowała ich recesja, a na ich miejsce w zależności od rodzaju gleby, nawożenia i uwilgotnienia wchodziła kostrzewa czerwona, rajgras wyniosły, kupkówka pospolita i wiechlina łąkowa (Piekut i in. 1995). Ustępowanie z runi życicy trwałej i kostrzewy łąkowej i sukcesja na ich miejsce w następnych latach innych gatunków, często mniej wartościowych, jest zjawiskiem powszechnie obserwowanym na zasiewanych po melioracji użytkach zielonych (Tołwińska 1969, Olkowski 1975). Również powszechnie napotykanym problemem na tych terenach jest trudność utrzymania odpowiednich warunków do wysokiego plonowania w dłuższym czasie (Kostuch 1993).

Wnioski

1. Średnie plony w kolejnych latach po zasiewie różniły się istotnie. Wyraźnie wyższe plony w I roku po zasiewie bez nawożenia wynikały z wysokiej mineralizacji substancji organicznej gleby na

skutek silnego jej napowietrzenia w okresie przed obsiewem i dużego udziału w runi życicy trwałej i kostrzewy łąkowej.

2. W miarę rozwoju nowej darni, ograniczającej uwalnianie składników z gleby, o plonowaniu decydowało głównie nawożenie, rodzaj gleby i jej uwilgotnienie.

3. Na glebie lekkiej uwilgotnienie było decydującym czynnikiem warunkującym wielkość plonów. Jedynie poziom wody gruntowej na głębokości 45 cm zapewniał odpowiednie uwilgotnienie strefy korzeniowej traw, przy którym wysokie nawożenie zapewniało plonowanie przekraczające 20 t/ha suchej masy.

4. Obserwowane różnice plonowania w pierwszych latach po zasiewie wynikają z występujących zmian troficznych tworzących się siedlisk.

Literatura

- BARYŁA R. 1992: *Zmienność plonowania łąk organicznych w warunkach zróżnicowanego wieloletniego nawożenia azotem*. Wiad. IMUZ, XVII, z. 2; 297–308.
- KOSTUCH R. 1993: *Uwarunkowania produktywności prątosystemów*. Frag. Agronom. 4(40); 197–208.
- NAZARUK M. 1993: *Wpływ nawożenia na produktywność i trwałość ważniejszych gatunków traw w siewie czystym i mieszankach w użytkowaniu pastwiskowym na glebie lekkiej*. Roczn. Gleb. T. XLIV nr 3/4; 89–98.
- OLKOWSKI M. 1975: *Kształtowanie się roślinności na zmeliorowanych łąkach w dolinie rzeki Łyny koło Olsztyna*. Zesz. Probl. Post. Nauk-Rol. 210; 133–142.
- PIEKUT K., PAWŁAT H., NAZARUK M. 1995: *Wpływ zróżnicowanych warunków glebowo-wodnych oraz nawożenia na rozwój wybranych gatunków traw w trzech latach po zasiewie w badaniach lizymetrycznych*. Przegl. Nauk. Wyd. Mel. i Inż. Środ. (w druku).
- PIEKUT K., NAZARUK M., PAWŁAT H. 1995: *Wpływ zróżnicowanych warunków siedliskowych na plony, ilość i jakość wód odciekających*.

cych z ryzosfery łąk do wód gruntowych w badaniach lizymetrycznych. Mat. Ogólnopolska Konferencja Łąkarstwa 27–28 września 1994. Wyd. SGGW, 310–316)

REINHORN T., ARNIMELECH Y. 1974: *Nitrogen release associated with the decrease in soil organic mater in newly cultivated soils. Jour. Environ. Qual. 3; 118–121.*

TOŁWIŃSKA M. 1969: *Wpływ warunków siedliskowych na utrzymanie się niektórych gatunków traw wysokich w runi łąk zmeliorowanych i zagospodarowanych. Wiad. IMUZ, T. VIII, z. 1.*

WATSON C.A., FOWLER S.M., WILMAN D. 1993: *Soil inorganic-N and nitrate leaching on organic farms. J. Agric. Science, 120; 361–369.*

Summary

Effect of differentiated water-soil conditions and fertilization on meadow yielding during the first three years after seeding based on

lysimeter investigations. The investigation of meadow yielding comprising three groundwater levels, three type of soils and three levels of fertilization was conducted at WAU lysimeter station in Ursynów. Distinctly higher yields in the first year after seeding due to soil organic matter decay and high percentage of perennial ryegrass and meadow fescue in stand were obtained. With development of the new sod limiting an air access to the soil the yields were determined by fertilization, type of soil and its moisture. On the sandy soil the moisture was the deceive factor for yield level. Only groundwater level at 45 cm guaranteed proper moisture of the grass root zone, which with high fertilization resulted in yielding over 20.0 T of d.m.

Authors' address

K. Piekut, H. Pawłat

Warsaw Agricultural University – SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Wpływ poziomu uwilgotnienia gleby i gatunku towarzyszącego w mieszankach na początkowy wzrost i rozwój mietlicy białawej

Wstęp

Mietlica biaława od wielu lat występuje w zbiorze roślin do zagospodarowywania użytków zielonych, lecz zaliczana jest do grupy traw o mniejszym znaczeniu. Zalecana i stosowana jest w mieszankach na wieloletnie użytki zielone, przede wszystkim kośne, w siedliskach okresowo nadmiernie uwilgotnionych (Bochniarz 1968, Grzyb 1987). Badania i obserwacje wykazują dużą zawodność mietlicy białawej w siedliskach dla niej typowych. Często zaś spotkać można ten gatunek nawet w siedliskach okresowo posusznych (Hrynkiewicz 1966, Tołwińska 1966, Niczyporuk 1984). W literaturze można znaleźć opinie, że odmienne zachowanie się mietlicy białawej, stosowanej w mieszankach na użytki zielone, w dużym stopniu spowodowane jest nieodpowiednimi warunkami rozwoju, niekorzystnym wpływem komponentów w mieszankach (Moraczewski 1987, Rutkowska 1991, Nazaruk 1993).

Mając na uwadze sprzeczne poglądy o ekologii mietlicy białawej, podjęto badania nad wpływem zróżnicowanego uwilgotnienia gleby i gatunków towarzy-

szących w mieszankach na jej początkowy wzrost i rozwój. W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań wazonowych.

Zakres i metodyka

Badano dwie odmiany mietlicy białawej w siewach czystych i mieszankach dwuskładnikowych (50% odmiany mietlicy + 50% gatunek towarzyszący), w 4 powtórzeniach. Poniżej przedstawiono uwzględnione w badaniach mieszanki:

mieszanka A: odm. Szelejewska, siew czysty

mieszanka B: odm. Gosta, siew czysty

mieszanka A1: odm. Szelejewska + wyczyńnic łąkowy odm. Brudzyńska

mieszanka B1: odm. Gosta + wyczyńnic łąkowy odm. Brudzyńska

mieszanka A2: odm. Szelejewska + kostrzewa łąkowa odm. Skrzyszowicka

mieszanka B2: odm. Gosta + kostrzewa łąkowa odm. Skrzyszowicka

mieszanka A3: odm. Szelejewska + tymotka łąkowa odm. Skrzyszowicka

mieszanka B3: odm. Gosta + tymotka łąkowa odm. Skrzyszowicka

mieszanka A4: odm. Szelejewska + życica trwała odm. Argona

mieszanka B4: odm. Gosta + życica trwała odm. Argona

mieszanka A5: odm. Szelejewska + koniczyna białoróżowa odm. Iga

mieszanka B5: odm. Gosta + koniczyna białoróżowa odm. Iga

Badania prowadzono w hali wegetacyjnej, w wazonach wypełnionych czarną ziemią właściwą o składzie granulometrycznym: 56% piasku, 35% pyłu, 18% części spławialnych i zawartości próchnicy 2,71%. Połowa pojemność wodna gleby określona metodą suszarkową dla gleb o naruszonej strukturze wynosiła 31,4%.

Badania dotyczyły okresu od fazy kiełkowania do fazy pełni krzewienia mietlicy białawej, tj. od 24 IV do 2 VI 1992 roku. Za wystąpienie fazy pełni krzewienia przyjęto pojawienie się pędu III rzędu.

W wazonie o powierzchni $0,03 \text{ m}^2$ wysiano nasiona w rzędy o rozstawie 1 cm. W mieszankach wysiewano na zmianę jeden rząd odmiany mietlicy i jeden rząd gatunku towarzyszącego. W sumie w wazonie było 16 rzędów. Ilość wysiewu nasion i nawożenia przeliczona została na powierzchnię wazonu zgodnie z normami stosowanymi w praktyce łąkarskiej. Na 1 ha wysiano 8 kg mietlicy w siewie czystym i 4 kg w mieszance. Wysiew gatunków towarzyszących z 50% udziałem na 1 kg wynosił: wyczyńca łąkowego – 12,5 kg, kostrzewy łąkowej – 17,5 kg, tymotki łąkowej – 6 kg,

życicy trwałej – 15 kg i koniczyny białoróżowej – 7,5 kg. Przed siewem zastosowano nawożenie: 180 kg N, 80 kg P_2O_5 , 120 kg K_2O na 1 ha.

Zastosowano dwa poziomy uwilgotnienia, tj. 80% i 60% połowej pojemności wodnej gleby (PPW). Określone poziomy uwilgotnienia zapewniano waząc wazony 2–3 razy dziennie i uzupełniając wodą do odpowiedniej wagi, stanowiącą odpowiedni procent połowej pojemności wodnej gleby. Dwa razy dziennie – o godz. 9⁰⁰ i 15⁰⁰ mierzono temperaturę powietrza. W okresie od 24 IV do 12 V temperatura powietrza utrzymywała się w granicach 18–27°C, od 13 V – 2 VI w granicach 13 – 22°C.

W okresie od wschodów do pełni krzewienia określano:

- równomierność wschodów w skali 5-stopniowej (pomiar po 7 dniach od wysiewu),
- wysokość roślin, od podstawy pędu do ostatniego liścia, oraz prowadzono obserwacje wytwarzania pędów (pomiar co 4 dni).

Po zakończeniu doświadczenia, tj. uzyskaniu przez mietlicę fazy pełni krzewienia, określano:

- masę nadziemną i podziemną (w absolutnie suchej masie),
- masę 100 pędów obu odmian mietlicy białawej w siewach czystych (w absolutnie suchej masie),
- zmiany w procentowym udziale składników mieszanek (analizy botaniczno-wagowe).

Wyniki

Równomierność wschodów. W siewie czystym, niezależnie od poziomu

TABELA 1. Równomierność wschodów mietlicy białawej w siewach czystych i mieszanek w zależności od poziomu uwilgotnienia gleby (skala 5-stopniowa, objaśnienia zgodne z podanymi w metodyce)

Poziom. uwilgot- nienia gleby	Odmiany mietlicy białawej w siewach czystych w mieszanekach z:									
	Szelejewska Gosta		wyczyńcem łąkowym		kostrzewą łąkową		tymotką łąkową		życią trwałą	
	A	B	A1	B1	A2	B2	A3	B3	A4	B4
80% PPW	4,0	4,0	1,0	1,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,2	1,5
60% PPW	1,7	1,2	1,0	1,0	1,0	1,0	2,2	2,0	1,0	1,0
									A5	B5
									3,2	3,5
									1,2	1,0

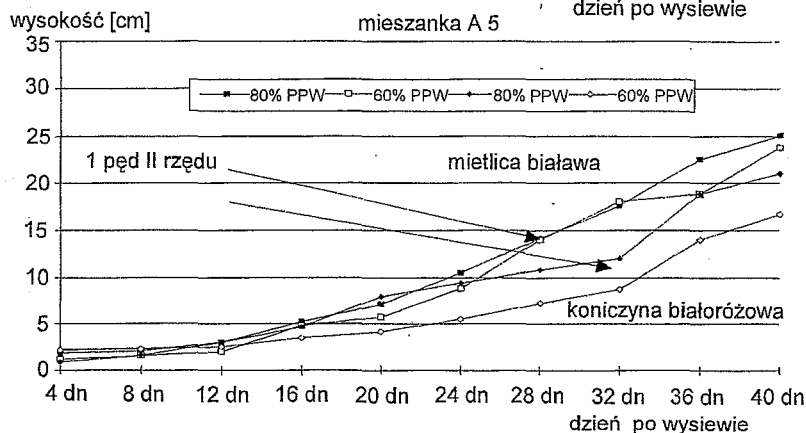
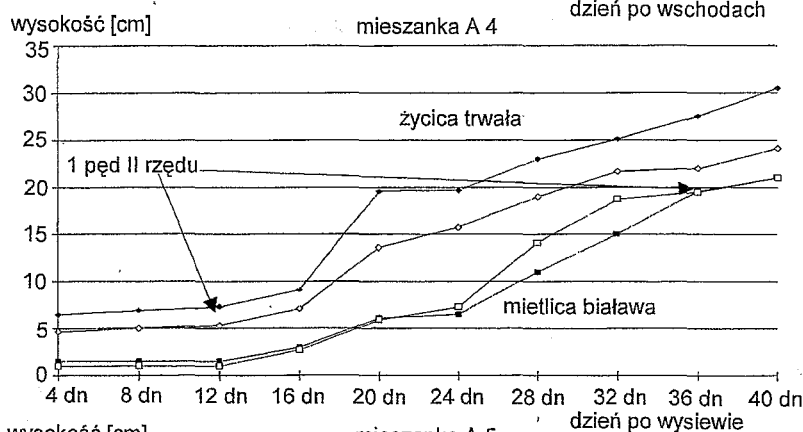
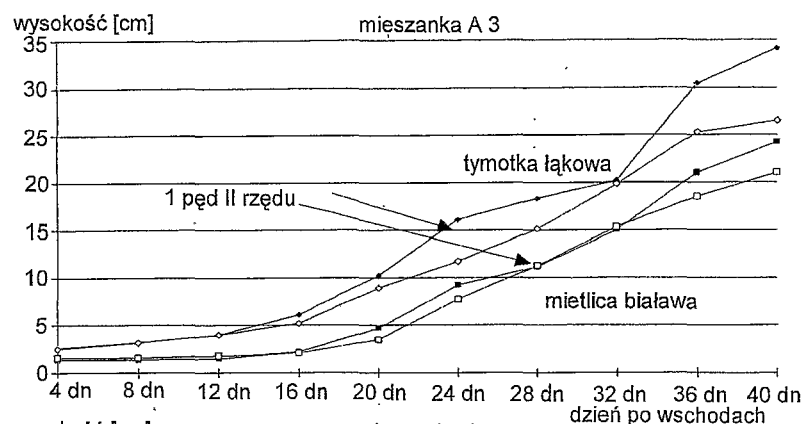
5 pkt. – wschody we wszystkich rzęd. równomierne,
4 pkt. – wschody we wszystkich rzęd. nierównomierne,
3 pkt. – wschody nie we wszystkich rzęd. równomierne,
2 pkt. – wschody nie we wszystkich rzęd. nierównomierne,
1 pkt. – wschody punktowe

uwilgotnienia gleby, nie stwierdzono różnic w równomierności wschodów między odmianami mietlicy białawej. Obie odmiany charakteryzowały się wyższą równomiernością wschodów przy 80% PPW niż przy 60% PPW (tab. 1).

Obie odmiany mietlicy białawej w zależności od zastosowanego komponenta w mieszance charakteryzowały się zróżnicowaną równomiernością wschodów. Najlepiej kiełkowały z koniczyną białoróżową, najgorzej z wyczyńcem łąkowym i życią trwałą. Mietlica biaława w mieszankach z kostrzewą łąkową i koniczyną białoróżową, podobnie jak w siewach czystych, odznaczała się większą równomiernością wschodów przy 80% PPW, w mieszankach zaś z wyczyńcem łąkowym i tymotką łąkową – jednakowymi wschodami przy obu poziomach wilgotności gleby.

Tempo wzrostu i rozwoju. Odmiany mietlicy białawej charakteryzowały się bardzo wolnym tempem wzrostu i rozwoju po wysiewie zarówno w siewach czystych, jak i mieszankach, niezależnie od poziomu wilgotności gleby. Różnice między odmianami były niewielkie (rys. 1).

W siewach czystych mietlica biaława charakteryzowała się równomiernym tempem wzrostu, zwłaszcza przy 80% PPW. Po 40 dniach obie jej odmiany przy obu poziomach wilgotności gleby osiągnęły wysokość 28,1 – 29,0 cm. Pierwszy pęd II rzędu został wytworzony po 28, a III rzędu po 36 dniach po wschodach, niezależnie od poziomu wilgotności gleby. Odmiany mietlicy wykazywały tendencję do wytwarzania równoległe dwóch pędów bocznych. W fazie pełni



RYSUNEK. Tempo wzrostu i rozwoju mietlicy białawej i gatunku towarzyszącego w mieszankach w zależności od uwilgotnienia gleby

krzewienia mietlica biaława miała 4 pędy.

W mieszankach stwierdzono wolniejsze tempo wzrostu odmian mietlicy białawej, a nawet jego zahamowanie od kiełkowania do 16 – 20 dnia, natomiast szybsze od 20 do 40 dnia po wschodach niż w siewach czystych, niezależnie od poziomu wilgotności gleby i gatunku towarzyszącego. W zależności od zastosowanego gatunku towarzyszącego w mieszance tempo wzrostu mietlicy było różne. Najgorsze warunki wzrostu miała mietlica w mieszankach z życicą trwałą (największe i najdłuższe zahamowanie wzrostu), najlepsze z koniczyną białoróżową. Najbardziej zbliżonym tempem wzrostu do mietlicy białawej charakteryzowała się tymotka łąkowa.

W mieszankach mietlica biaława, w stosunku do siewów czystych, była niższa. Po 40 dniach osiągnęła wysokość 21,0 – 26,0 cm przy 80% PPW i 19,2 – 25 cm przy 60% PPW. Odmiany mietlicy charakteryzowały się znacznie niższą wysokością niż ich komponenty w mieszankach, z wyjątkiem mieszanek z koniczyną białoróżową. Największa różnica wzrostu między komponentami mieszanek a mietlicą wystąpiła w mieszankach z wyczyńcem łąkowym (prawie dwa razy niższe rośliny mietlicy) oraz z życicą trwałą, zwłaszcza w początkowym okresie wzrostu (3 – 4 razy niższe).

Podobnie jak w siewach czystych wpływ uwilgotnienia gleby w mieszankach nie decydował o tempie rozwoju mietlicy białawej. Większy wpływ miał gatunek towarzyszący, jego szybkość krzewienia i liczba wytwarzanych pędów. W zależności od komponentu na

wytworzenie pierwszego pędu II rzędu mietlica biaława potrzebowała 28 – 36 dni, III rzędu – 36 i ponad 40 dni od wschodów. Liczba pędów w fazie krzewienia wahała się 2 – 6.

W mieszankach z życicą trwałą tempo krzewienia mietlicy było najmniejsze. Pierwszy pęd II rzędu pojawił się po 36 dniach od wschodów, a pęd III rzędu nie wytworzył się do 40 dnia. Najszybciej, tak jak w siewach czystych, krzewiła się mietlica w mieszankach z koniczyną białoróżową i tymotką łąkową. Pędy boczne II rzędu tworzone były po 28 dniach, III rzędu – po 36 dniach od wschodów. W mieszankach z kostrzewą łąkową i wyczyńcem łąkowym mietlica zaczęła krzewić się dość szybko, jednak do 40 dni od wysiewu nie wytworzyła pędów III rzędu.

Podobnie jak tempo krzewienia, tak i liczba wytwarzanych pędów zależała w większym stopniu od rodzaju komponenta mieszkankowego, a w mniejszym stopniu od uwilgotnienia gleby. Największą liczbę pędów w fazie krzewienia pędów bocznych, większą niż w siewach czystych, miała mietlica biaława w mieszance z tymotką łąkową (6 pędów) przy wilgotności 80% PPW oraz z koniczyną białoróżową (4–5 pędów) przy 60% PPW. W mieszankach z wyczyńcem i życicą trwałą wytworzyła ona jedynie 1–2 pędów bocznych. Tendencja wytwarzania równocześnie dwóch pędów bocznych ujawniła się tylko w mieszankach z kostrzewą łąkową.

Masa nadziemna i podziemna. W siewach czystych odmiany mietlicy białawej charakteryzowały się podobną masą nadziemną, jak i masą 100 pędów w

TABELA 2. Masa nadziemna i podziemna odmian mietlicy białawej w siewach czystych oraz mieszankach w zależności od uwilgotnienia gleby (g/wazon)

a. Siewy czyste odmian mietlicy białawej				
Odmiana mietlicy białawej	Uwilgotnienie gleby			
	80% PPW		60% PPW	
	masa			
	nadziemna	podziemna	nadziemna	podziemna
Szelejewska A	13,5	3,3	14,4	4,1
Gosta B	13,0	3,1	13,6	3,9

b. Mieszanki				
Odmiana Szelejewska z:				
wyczyńcem łąkowym A1	12,5	3,5	11,1	2,5
kostrzewą łąkową A2	11,8	2,7	10,4	1,8
tymotką łąkową A3	12,8	3,7	12,9	3,1
życicą trwałą A4	19,2	6,7	12,9	5,1
koniczyną białoróżową A5	12,5	3,4	9,4	1,9
Odmiana Gosta z:				
wyczyńcem łąkowym B1	9,4	1,5	11,2	2,3
kostrzewą łąkową B2	11,1	1,1	11,1	2,4
tymotką łąkową B3	12,3	3,4	12,1	3,3
życicą trwałą B4	19,2	7,1	16,4	6,5
koniczyną białoróżową B5	15,5	4,7	10,6	1,9

obu wariantach wilgotnościowych gleby. Masa podziemna była nieco większa przy 60% PPW i stanowiła 19,5–22,2% w ogólnej biomasie roślin. Masa nadziemna mieszanek w większym stopniu zależała od komponentu niż od poziomu uwilgotnienia gleby (tab. 2).

Mieszanki mietlicy białawej z życicą trwałą charakteryzowały się największą masą nadziemną i podziemną w obu wariantach wilgotnościowych. Przy 80% PPW masa nadziemna była o 19,3% większa niż przy 60% PPW. Dużą masą nadziemną, jak i podziemną charakteryzowały się również mieszanki mietlicy z koniczyną białoróżową przy 80% PPW i z tymotką łąkową przy 60% PPW. Pozostałe mieszanki odznaczały się mniejszą,

zblizoną do siebie, masą nadziemną i podziemną w obu poziomach uwilgotnienia gleby. Masa podziemna mieszanek stanowiła 14,2–27,7% całkowitej biomasy roślin.

Zmiany procentowego udziału. Procentowy udział odmian mietlicy białawej i jej komponentów w mieszankach po okresie badań uległ zmianie: zmniejszył się, zwiększył lub pozostał na poziomie zbliżonym do wysiewu. Na zaistniałe zmiany w większym stopniu miał wpływ gatunek towarzyszący niż poziom uwilgotnienia gleby. Różnice między odmianami były niewielkie (tab. 3).

Niezależnie od uwilgotnienia gleby najmniejszym udziałem mietlicy charakteryzowały się mieszanki z życicą trwa-

TABELA 3. Zmiany udziału odmian mietlicy białawej i komponentów w mieszankach w zależności od uwilgotnienia gleby [%]

Mieszanka	80% PPW		60% PPW	
	odmiana	komponent	odmiana	komponent
Odmiana Szelejewska z:				
wyczyńcem łąkowym A1	59,0	41,0	54,0	46,0
kostrzewą łąkową A2	65,0	35,0	66,0	34,0
tymotką łąkową A3	48,0	52,0	51,0	49,0
życicą trwałą A4	37,0	63,0	33,0	67,0
koniczyną białoróżową A5	55,0	45,0	83,0	17,0
Odmiana Gosta z:				
wyczyńcem łąkowym B1	59,0	41,0	62,0	38,0
kostrzewą łąkową B2	61,0	39,0	68,0	32,0
tymotką łąkową B3	54,0	46,0	58,0	42,0
życicą trwałą B4	30,0	70,0	33,0	67,0
koniczyną białoróżową B5	65,0	35,0	67,0	33,0

łą (33,0–33,5%). Największy natomiast udział mietlicy stwierdzono w mieszankach z koniczyną białoróżową przy wilgotności 60% PPW (75%). Udziałem mietlicy białawej w granicach 58–67% odznaczały się mieszanki z wyczyńcem łąkowym i kostrzewą łąkową oraz z koniczyną białoróżową przy 80% PPW. Najbardziej zbliżonym udziałem składników mieszanki w stosunku do wysianych charakteryzowały się mieszanki mietlicy z tymotką łąkową (51,0–54,5% mietlicy w mieszance).

Dyskusja nad wynikami

Przeprowadzone badania nad tempem wzrostu i rozwoju mietlicy białawej nie potwierdziły w pełni sugerowane w literaturze przypuszczenia o negatywnym wpływie komponentów mieszankowych w okresie od fazy kiełkowania do fazy pełni krzewienia. Komponenty mieszankowe, mimo zahamowania tempa

wzrostu mietlicy białawej w pierwszym okresie wzrostu, nie wpływały, z wyjątkiem życicy trwałej, na rozwój i procentowy udział tego gatunku w mieszance. Wyniki badań sugerują jednak, że mietlica biaława lepiej rozwijała się w mieszankach z gatunkami o podobnym do niej tempie wzrostu i rozwoju po wysiewie.

Kontynuowane badania nad mietlicą białawą w naturalnych siedliskach łąkowych o zróżnicowanym uwilgotnieniu, użytkowanych kośnie, w których termin pierwszego pokosu dostosowano do osiągnięcia przez mietlicę fazy początku kłoszenia pozwoliłyby ustalić, jakie czynniki wpływają na utrzymanie się tego gatunku w runi łąkowej.

Wnioski

1. Na początkowy wzrost i rozwój (do fazy pełni krzewienia) mietlicy białawej nie wpływał poziom uwilgotnienia gleby.

2. W badanych warunkach wilgotnościowych odmiany (Szelejewska, Gosta) mietlicy białawej nie różniły się między sobą tempem wzrostu i rozwoju po wysiewie.

3. Gatunki towarzyszące wpływały na gorsze wschody i zahamowanie wzrostu mietlicy białawej w pierwszym etapie wzrostu.

4. Gatunki towarzyszące, szybko rozwijające się po zasiewie, jak życica trwała, ograniczają wzrost i rozwój mietlicy białawej po wysiewie do fazy pełni krzewienia.

5. Mietlica biaława od fazy kiełkowania do fazy pełni krzewienia najlepiej rozwijała się z koniczyną białoróżową i tymotką łąkową, najgorzej z życicą trwałą.

Literatura

- BOCHNIARZ J. 1968: *Gospodarcze znaczenie mietlicy białawej w świetle literatury i doświadczeń odmianowych*. Roczn. Nauk. Roln. T. 77 F-1; 69–75.
- GRZYB S. 1987: *Mieszanki na łąki i pastwiska trwałe*. Wiad. IMUZ inst.; 3–35.
- HRYNKIEWICZ Z. 1966: *Dynamika zbiorowisk roślinnych na łąkach śródleśnych*. Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln., z. 66; 115–121.
- NAZARUK M. 1993: *Wpływ nawożenia na produktywność i trwałość ważniejszych gatunków traw w siewie czystym i mieszankach w użytkowaniu pastwiskowym na glebie lekkiej*. Roczn. Gleb. T. XLIX nr 3/4; 89–95.
- NICZYPORUKA. 1984: *Trwałość podstawowych gatunków roślin i runi wielogatunkowej na użytkach zielonych przy intensywnym nawożeniu i użytkowaniu*. Wydaw. SGGW-AR.
- MORACZEWSKI R., NICZYPORUK A. 1987: *Badania nad tempem wzrostu i plonowania ważniejszych gatunków traw pastewnych na łąkach trwałych*. Roczn. Nauk. Roln. z. 2; 164–181.
- RUTKOWSKA B. 1991: *Przydatność gatunków i odmian traw na wieloletnie łąki z uwzględnieniem ich wczesności i struktury plonu*. Mat. sem. IMUZ, 10,2; 38–47.
- TOŁWIŃSKA M. 1966: *Zmiany w zbiorowisku roślin na łąkach zasianych*. Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln. z. 66; 177–182.

Summary

Soil moisture level and accompanied species (in the mixtures) influence on *Agrostis alba* initial growth. Pot studies concerning growth and outgrowth tempo of two varieties of *Agrostis alba* from germination phase to full tillering phase in dependence to soil moisture (80% and 60% field capacity) and accompanied species in mixture has been carried out in the period from 24 IV to 2 VI 1992 year.

It was proved that tempo of the growth and outgrowth after sowing was very slow and differences between varieties were not significant. Soil moisture not effected initial growth and outgrowth of *Agrostis alba*. Worse emergence and slower development during first period (16–20 day after sowing) were caused by mixtures components. Distinctly slower outgrowth of *Agrostis alba* varieties in mixtures was effected only by *Lolium perenne*. *Agrostis alba* has been growing best in mixtures with *Trifolium hybridum* and *Phleum pratensis*, the species with similar tempo of growth and outgrowth.

Author's address

B. Pawluśkiewicz

Warsaw Agricultural University – SGGW

02–787 Warszawa

ul. Nowoursynowska 166

Poland

Porównanie terminów występowania zerowego bilansu promieniowania i zerowych wartości gradientu temperatury powietrza w przebiegu dobowym

Wstęp

Bilansem radiacyjnym powierzchni Ziemi (Q) nazywamy sumę wszystkich strumieni energii promieniowania.

W typie insolacyjnym (okres dnia) występują następujące strumienie: 1) promieniowanie słoneczne całkowite, 2) promieniowanie odbite od powierzchni Ziemi, 3) promieniowanie efektywne. W typie radiacyjnym (okres nocy) występuje tylko promieniowanie efektywne – to jest wypromieniowanie powierzchni Ziemi minus promieniowanie zwrotne atmosfery.

Bilans zerowy jest wtedy, kiedy suma promieniowania skierowana z góry w dół i z dołu w górę równa się zero. Nieistotna jest tu absolutna wielkość bilansu radiacyjnego, ale termin – w którym suma strumieni promieniowania do powierzchni Ziemi i strumieni promieniowania uchodzącego z powierzchni Ziemi będzie równa zero.

Bilans promieniowania jest wyjściowym parametrem energii określającym układ termiczny przygruntowej warstwy

powietrza. Ze zmianą znaku bilansu promieniowania zmienia się stratyfikacja temperatury. Przy dodatnich wartościach bilansu powstaje turbulencyjna i konwekcyjna wymiana oraz tworzą się specyficzne profile temperatury.

Bezpośrednimi czynnikami decydującymi o powstaniu turbulencji są:

- kontrasty w stopniu nagrzania podłoża atmosfery, związane z rodzajem podłoża,
- zróżnicowanie prędkości ruchu przylegających warstw powietrza,
- występowanie dużego pionowego gradientu temperatury powietrza,
- rzeźba podłoża.

Głównym czynnikiem powodującym refrakcję są gradienty temperatury o wartościach różnych od 0°C . Gradienty zerowe nie powodują zjawiska refrakcji. Jeśli na granicy warstwy powietrza temperatura jest jednakowa, to wewnątrz tej warstwy bilans promieniowania powinien być równy zero, a więc pomiar temperatury na granicach warstwy powietrza można zastąpić pomiarem bilansu promieniowania w jednym punkcie wewnątrz tej warstwy. Biorąc pod uwagę

powyższe założenie, wykonano pomiary bilansu i temperatury w celu określania terminów występowania wartości $Q = 0$ i zerowych wartości gradientów temperatury w warstwie przygruntowej ($\Delta t = 0^\circ\text{C}$).

Metoda pomiarów bilansu promieniowania

Pomiary bilansu promieniowania z jednoczesnym pomiarem gradientów temperatury powietrza zostały wykonane na stacji meteorologicznej IMGW w Warszawie (Bielany). W grudniu 1992 roku na stanowisku badań składowych bilansu radiacyjnego ustawiono maszt, na którym na wysokości 30, 150 i 300 cm w specjalnych osłonach umieszczono czujniki termometrów elektrycznych. Do rejestracji składowych bilansu radiacyjnego używano pyranometrów Molla-Gorczyńskiego (promieniowanie całkowite) i pyrrometru Swissteco (bilans promieniowania w przedziale długości fal od 300 do 50 μm).

Wyniki pomiarów temperatury rejestrowane były co 20 sekund, a bilans promieniowania – suma z 15 minut.

Wyniki pomiarów i dyskusja

Wyniki pomiarów bilansu promieniowania i temperatury opracowano określając termin, kiedy bilans jest równy zero, i termin, kiedy gradienty temperatury są zerowe. Uzyskane wyniki zostały przedstawione w tabeli. Określono termin występowania zerowego bilansu promieniowania oraz zerowych gradientów w okresach rannych i przedwieczor-

nych, a także obliczono średnie wartości tych terminów w poszczególnych miesiącach. Obliczono również różnice czasu między terminem występowania zerowych gradientów temperatury powietrza a zerowym bilansem promieniowania w poszczególnych dniach oraz miesiącach. Różnice między godzinami występowania zerowych gradientów temperatury i zerowego bilansu promieniowania wynoszą w okresach porannych średnio 58 minut, a w okresach przedwieczornych średnio 25 minut. Zerowy gradient temperatury występuje 2 godziny 28 minut po wschodzie Słońca i 1 godzinę 30 minut przed zachodem Słońca. Stwierdzono, że w analizowanych miesiącach różnice te są podobne. Średnie odchylenie standardowe wynosi 6 minut dla różnic terminu występowania zerowego gradientu i zerowego bilansu oraz 25 minut dla różnicy między terminem zerowego gradientu a wschodem i zachodem Słońca.

Wnioski

1. Poranny termin zerowego gradientu temperatury powietrza ($t = 0^\circ\text{C}$) wystąpił około 58 minut po porannym zrównaniu się bilansu promieniowania.
2. Przedwieczorny termin zerowego gradientu temperatury powietrza ($t = 0^\circ\text{C}$) wystąpił około 25 minut po zrównaniu się bilansu promieniowania.
3. Wyrównanie temperatury powietrza wystąpiło 2 godziny 28 minut po wschodzie Słońca i 1 godzinę 30 minut przed zachodem Słońca.
4. Zgromadzone wyniki mogą być wykorzystane nie tylko do określenia okresów zaniku refrakcji w warstwie

TABELA. Różnice między terminem występowania zerowego gradientu temperatury powietrza i terminem zerowego bilansu radiacyjnego w Warszawie (Bielany)

Data	$Q = 0$		$\Delta t = 0$		$\Delta t - Q$	
	w	z	w	z	w	z
1993.04	6,00	17,50	7,62	18,08	1,62	0,58
	6,00	17,67	6,83	18,75	0,83	1,08
	5,83	17,75	6,70	17,95	0,87	0,20
	5,75	17,83	—	—	—	—
	5,83	17,75	6,83	17,83	1,00	0,08
	5,67	17,83	6,58	18,50	0,91	0,67
	5,75	17,83	6,87	18,08	1,12	0,25
$\bar{x}$	5,83	17,74	6,90	18,20	1,06	0,48
δ_x	0,12	0,11	0,33	0,32	0,27	0,34
05	5,67	17,83	6,83	18,50	1,16	0,67
	5,83	18,00	7,00	18,00	1,17	0,00
	5,33	18,00	—	18,50	—	0,50
	5,33	18,00	6,13	18,00	0,80	0,00
	5,58	17,83	6,00	18,33	0,42	0,50
	5,00	18,00	6,33	18,08	1,33	0,08
	5,75	18,00	6,17	18,03	0,42	0,03
	5,58	18,00	6,42	—	0,84	—
$\bar{x}$	5,51	17,96	6,41	18,20	0,88	0,25
δ_x	0,25	0,07	0,34	0,21	0,34	0,27
06	5,67	18,17	6,72	19,00	1,05	0,83
	5,83	17,50	5,58	19,42	-0,25	1,92
	5,00	17,67	6,58	17,25	1,58	-0,42
	5,83	17,83	6,87	17,25	1,04	-0,58
	5,58	17,79	6,44	18,23	0,85	0,44
	$\bar{x}$					
	δ_x	0,34	0,25	0,50	0,67	1,01
07	6,25	18,08	6,50	—	0,25	—
	6,25	18,67	7,58	—	1,33	—
	5,58	18,33	7,00	—	1,42	—
	5,50	18,50	—	—	—	—
	5,33	18,33	6,75	18,58	1,42	0,25
	5,67	17,83	6,75	18,50	1,08	0,67
	$\bar{x}$	5,76	18,29	6,92	18,54	1,10
δ_x	0,36	0,27	0,37	0,04	0,44	0,21
$\bar{x}$	5,67	17,94	6,67	18,29	0,97	0,41
δ_x	0,12	0,21	0,24	0,14	0,11	0,09

przygruntowej atmosfery, ale też do określenia terminów rozpoczęcia turbulencji, do określenia wiatru, a także do oceny widzialności i dokładności elektronicznych pomiarów odległości. Są też ważne w badaniach mikroklimatycznych.

Summary

The confrontation of the nought radiation balance and the nought air temperature gradients. The results of radiation balance and air

temperature gradients measurements (in above ground layer) in Warsaw (Bielany), are presented.

Author ascertain, that the nought temperature gradients exist after leveling of the energetical balance: 58 minutes at morning and 25 minutes et evening.

Author's address

A. Kegler

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Badanie kompozytów budowlanych z gliny i roślin włóknistych

Wstęp

Racjonalizacja zabudowy wsi odbywa się wielokierunkowo. Jednym z kierunków jest obniżenie kosztów inwestycyjnych, co ma bezpośredni wpływ na obniżenie wytwarzania żywności. Drugim kierunkiem jest ekologizacja budownictwa, tzn. rezygnacja z materiałów wytwarzanych przemysłowo z użyciem dużych ilości energii (tab. 1) i zastępowanie ich materiałami naturalnymi, przyjaznymi środowisku. Jednym z takich materiałów jest glina, stosowana powszechnie w ubiegłych wiekach jako budulec, w ostatnich latach zaniechana, gdyż uznano ją za ubogi substytut budowlany (Pawlikowski 1955).

TABELA 1. Nakłady energii na produkcję materiałów budowlanych

Materiał	Zużycie energii [kWh/Mg]
Aluminium	79 400
Stal	15 100
Żelazo	13 000
Tworzywa sztuczne	3 800
Cement	2 500
Cegła ceramiczna	1 900
Drewno	630

Lata ostatnie, charakteryzujące się nawrotem do natury i poszukiwaniem we wszystkich działach gospodarki rozwiązań ekologicznych, przyniosły renesans zastosowania w budownictwie gliny. Substytucja materiałów produkowanych przemysłowo gliną ma dwojakie pozytywne znaczenie. Po pierwsze ogranicza zużycie nośników energii oraz zmniejsza nakłady finansowe na przemysł budowlany, po drugie ogranicza emisję spalin do atmosfery, zmniejszając zagrożenie środowiska.

Współczesna literatura dotycząca wykorzystania gliny w budownictwie jest uboga i ma raczej charakter instruktażowo-prezentacyjny (Kupiec-Hyła, Hyła 1994), stąd też istnieje konieczność podejmowania badań umożliwiających opracowanie technologii stosowania gliny w budownictwie stosownie do współczesnych potrzeb funkcjonalnych i konstrukcyjnych.

Metoda badań i materiały

Dotychczas w budownictwie glina używana była w powiązaniu ze słomą

zbóż jako wypełniaczem poprawiającym parametry termiczne (Racięcki 1970). Podjęte badania dotyczą zastosowania do produkcji glinowych elementów konstrukcyjnych słomy bądź odpadów poprodukcyjnych z roślin włóknistych. Słoma z roślin włóknistych (len i konopie), charakteryzująca się dużą wytrzymałością na rozciąganie i większą trwałością, zwiększa wytrzymałość mechaniczną kompozytów.

Badania wykonano na kompozytach glinowo-roślinnych z dodatkiem rozdrobnionych roślin włóknistych o zawartości od 5 do 15% wagowych w stosunku do gliny. Badania wstępne wykazały, że najlepszą formą zastosowania w kompozytach glinowo-roślinnych są rozdrobnione paździerz o długości około 5 cm. Umożliwia to uzyskanie jednorodności strukturalnej kompozytu (Pisarski 1995).

Z mieszanek glinowo-roślinnych wykonano serię próbek o wymiarach 10 × 10 × 20 cm w formach stalowych z zachowaniem reżimów technologicznych stosowanych przy produkcji cegły (mieszanie mechaniczne składników, nakładanie do form z zagęszczaniem i obcinaniem nadmiaru zarobu). Próbkę poddano suszeniu w suszarkach laboratoryjnych, a

po wysuszeniu sezonowano dla uzyskania wilgotności naturalnej (otoczenia).

Po wysezonowaniu próbki poddano badaniom cech fizycznych i wytrzymałościowych.

Wyniki badań

Badania wytrzymałościowe kompozytów glinowo-cementowych przedstawiono w tabeli 2. Wytrzymałość na ściskanie kompozytów wynosi 6,3–8,4 MPa i jest wystarczająca do stosowania w budownictwie jako materiał konstrukcyjny. Wyniki badania cech fizycznych kompozytów glinowo-roślinnych przedstawiono w tabeli 3.

Gęstość pozorną kompozytów wynosi 1710–1210 kg/m³, a w przypadku du-

TABELA 2. Wyniki badania wytrzymałości próbek

Opis próbki [%]	Wytrzymałość na ściskanie [MPa]	
Glina + len	5,0	6,3
	10,0	6,9
	10,0	8,4
Glina + konopie	5,0	6,8
	10,0	7,2
	10,0	7,9

TABELA 3. Wyniki badań cech fizycznych próbek

Opis próbki [%]	Gęstość pozorną [kg/m ³]		Wilgotność [%]	Skurcz [%]	Uwagi
Glina + len	5,0	1710	3,2	1,8	mikrorysy
	10,0	1540	3,6	2,2	drobne spękania
	10,0	1280	5,1	3,9	spękania
Glina + konopie	5,0	1680	3,3	1,1	mikrorysy
	10,0	1430	4,0	1,5	mikrorysy
	10,0	1210	4,8	1,8	drobne spękania

żej zawartości dodatku roślinnego jest korzystniejsza od materiałów produkowanych przemysłowo (poza betonem komórkowym).

Wykazana w badaniach wilgotność objętościowa w granicach 3,2–5,1% jest na poziomie niskim i umożliwia użycie materiału w budownictwie.

Kompozyty glinowo-roślinne podlegają w trakcie suszenia skurczowi. Określony w badaniach skurcz w granicach 1,1–3,9% powoduje powstawanie mikrorys i drobnych spękań na powierzchni próbek. Zjawisko to nie wyklucza jednak stosowania tych materiałów w budownictwie, narzuca jednak proces technologiczny. Elementy drobnowymiarowe powinny być wykonane i wysuszone przed wbudowaniem. Skurcz w górnych granicach (3,9%) wyklucza możliwość wykonywania bezpośredniego elementów przez układanie mokrych kompozytów w szalunkach.

Wnioski

1. Kompozyty glinowo-roślinne z dodatkiem roślin włókniстых mogą być stosowane w budownictwie niskim jako materiał zarówno konstrukcyjny, jak i osłonowy.

2. Nieznaczna energochłonność kompozytów glinowo-roślinnych, w porównaniu z materiałami produkowanymi przemysłowo, oraz ich naturalny charakter dają szansę ekologizacji budownic-

stwa drobnego (jednorodzinne, pomocnicze, gospodarcze).

3. Konieczne jest kontynuowanie badań szczególnie w zakresie współpracy kompozytów glinowo-roślinnych z innymi materiałami budowlanymi oraz uściślenia rozwiązań technicznych detali konstrukcyjnych.

Literatura

- KUPIEC-HYŁA D., HYŁA M. 1994a: *Budownictwo z gliny*. Ekopartner nr 3 (29).
KUPIEC-HYŁA D., HYŁA M. 1994b: *Domy z gliny*. Murator nr 4 (120).
PAWLIKOWSKI M. 1955: *Nowoczesne budownictwo z gliny*. PWRiL, Warszawa.
PISARSKI M i zespół 1994: *Opracowanie technologii materiałów budowlanych z wykorzystaniem gliny i roślin włókniстых*. SGGW, Warszawa (maszynopis).
RACIĘCKI Z. 1970: *Produkcja materiałów budowlanych w warunkach poligonowych*. Arkady, Warszawa.

Summary

Investigation on the buildings composite made of clay and fibre crops. The paper presents results of investigation on the composite made of clay and the flax or hemp.

There were testing of composite with 5; 10 and 15% fibre crops. It was determinate of resistance and physical parameters of composite.

Authors' address

M. Pisarski, G. Podgórski

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Wyniki badań współczynnika wodoprzepuszczalności waty bazaltowej

Wstęp

Wata bazaltowa jest produktem wytwarzanym z kamienia bazaltowego i ma fakturę podobną do powszechnie stosowanej w budownictwie waty szklanej. Produkowana może być w postaci brykietów o dowolnych kształtach i grubościach, np. prostopadłościan lub sześciian. Brykiety można rozdrabniać ręcznie lub mechanicznie. Forma rozdrobniona nadaje się do dowolnego dopasowywania do różnych kształtów powierzchni. Właściwości waty bazaltowej oraz duże możliwości produkcyjne skłoniły do sprawdzenia jej przydatności w budownictwie wodnym jako materiał filtracyjny. W tym celu przeprowadzono badania laboratoryjne waty i określono jej współczynnik wodoprzepuszczalności. Przy pomiarach korzystano z metodyki badań materiałów filtracyjnych Krzywosza i Matusiewicza (1994). Polegały one na przeprowadzeniu testów badanych prób i modelu (w badaniach nie uwzględniono odpowietrzania prób). Test taki powinien wykazać, czy badany materiał przy przepływie laminarnym nie wykazuje tendencji do tworzenia się "poduszki powietrznej" na

styku wody z filtrem lub w samym filtrze. W praktyce terenowej filtry, w których występują trudności z samoczynnym odpowietrzaniem, mogą okazać się nieprzepuszczalne. Zgodnie z zaleceniami podanymi w wymienionej metodyce sprawdzono również wpływ zmiennego gradientu hydraulicznego na wodoprzepuszczalność waty.

Metodyka badań

W celu określenia wodoprzepuszczalności waty bazaltowej (k_n) przeprowadzono badania dwóch jej form: brykietu b i waty rozdrobnionej r . Obie formy badano wg trzech w różny sposób przygotowanych prób, tj. suchych w_s – 0,2% (po wysuszeniu w temperaturze 105°C), wilgotności naturalnej w_n – 27% (po wyprodukowaniu), moczonych w_m – =1100% (przez 24 godziny w odpowietrzonej wodzie).

Dla wymienionych przypadków określono również współczynnik wodoprzepuszczalności prób po kolmatacji k_k . Ponadto badano zależność wodoprzepuszczalności waty bazaltowej (nie dotyczy

prób poddawanych kolmatacji) od zmiennego gradientu hydraulicznego oraz od obciążenia próby. Wszystkie pomiary wodoprzepuszczalności przeprowadzono z odpowietrzaniem prób i modelu (Krzywosz 1982) oraz bez ich odpowietrzania (Krzywosz, Matusiewicz 1994). Badania wykonano w aparacie (rys. 1) przystosowanym do określania współczynnika wodoprzepuszczalności materiałów włóknistych bez obciążenia i z obciążeniem prób. Nacisk na próbę uzyskiwano przez obciążenie rury nadfiltrowej (rys. 1) obciążeniem P od 0 do 79,29 KPa. W tym samym aparacie przeprowadzono kolmatację próby, doprowadzając mieszaninę wodno-gruntową (pył piasz-

czysty plus woda) przez wlew (9) w rejon mieszacza (7). Tu odpowiednio wyprofilowane śmigło mieszacza połączone za pomocą osi (8) z silnikiem S przez 20 minut przemieszczało zawiesinę w kierunku próby 4 w celu jej maksymalnej kolmatacji. Następnie, po usunięciu nadmiaru gruntu znad waty i ponownej próbie przepływu, dokonywano pomiaru parametrów do obliczania wodoprzepuszczalności po kolmatacji k_k .

Współczynnik wodoprzepuszczalności poprzecznej waty bazaltowej k_n (czystej) i k_k (kolmatowanej) określono z zależności:

$$k_n (k_k) = \frac{V \cdot g}{F \cdot t \cdot \Delta h} \cdot [\text{m} \cdot \text{s}^{-1}] \quad (1)$$

gdzie:

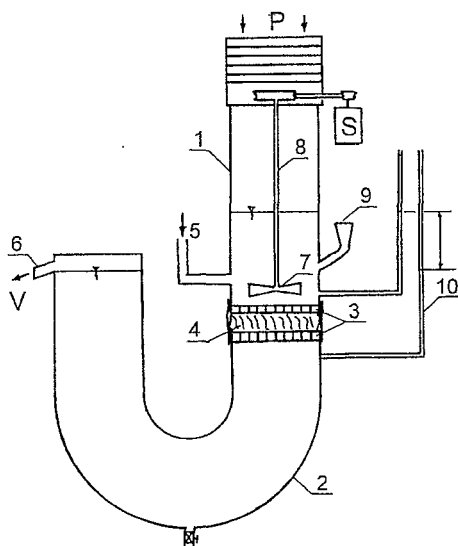
V – objętość odpływu [m^3],

g – grubość próby [m],

F – powierzchnia przekroju próby [m^2],

t – czas pomiaru [s],

Δh – różnica ciśnień [m].



RYСУNEK 1. Schemat aparatu do badań współczynnika wodoprzepuszczalności materiałów włóknistych k_n , k_k : 1 – rura nadfiltrowa, 2 – rura podfiltrowa, 3 – stalowy ruszt z siatką, 4 – badana próba, 5 – przelew, 7 – mieszacz, 8 – oś mieszacza, 9 – wlew mieszaniny wodno-gruntowej, 10 – piezometry

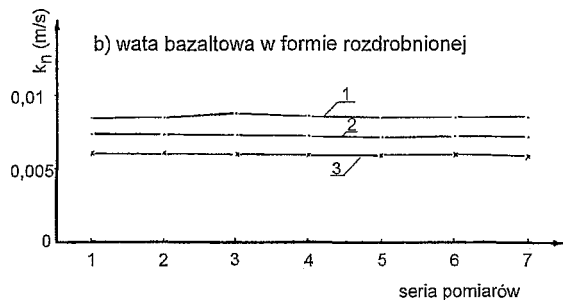
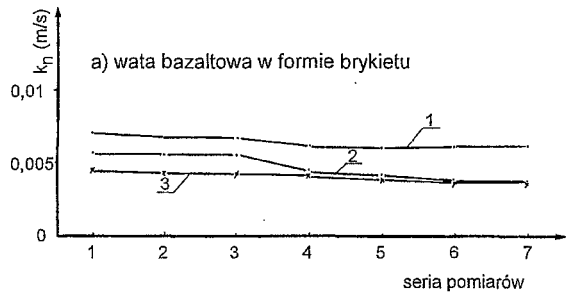
Wyniki badań

Wyniki badań współczynnika wodoprzepuszczalności waty bazaltowej (forma brykiety b i rozdrobniona r) z odpowietrzaniem o i bez odpowietrzania $b.o.$ prób i modelu, przy stałym gradiencie hydraulicznym dla prób czystych k_n i kolmatowanych k_k zestawiono w tabeli 1 (wartości średnie z trzech pomiarów).

Pozostałe wyniki badań, tj. wpływ zmiennego gradientu hydraulicznego oraz obciążenia na wodoprzepuszczalność waty, opracowano w formie graficz-

TABELA 1. Współczynniki wodoprzepuszczalności waty bazaltowej

Forma materiału	Rodzaj próby i wilgotność [%]	Z odpowietrzaniem		Bez odpowietrzania	
		k_n [m/s]	k_k [m/s]	k_n [m/s]	k_k [m/s]
b	w_s 0,2	0,00643	0,00189	0,00639	0,00176
b	w_n 27,0	0,00422	0,00090	0,00420	0,00091
b	w_m 1100,0	0,00341	0,00103	0,00335	0,00099
r	w_s 0,2	0,00827	0,00201	0,00808	0,00197
r	w_n 27,0	0,00780	0,00208	0,00780	0,00193
r	w_m 1100,0	0,00685	0,00180	0,00681	0,00181



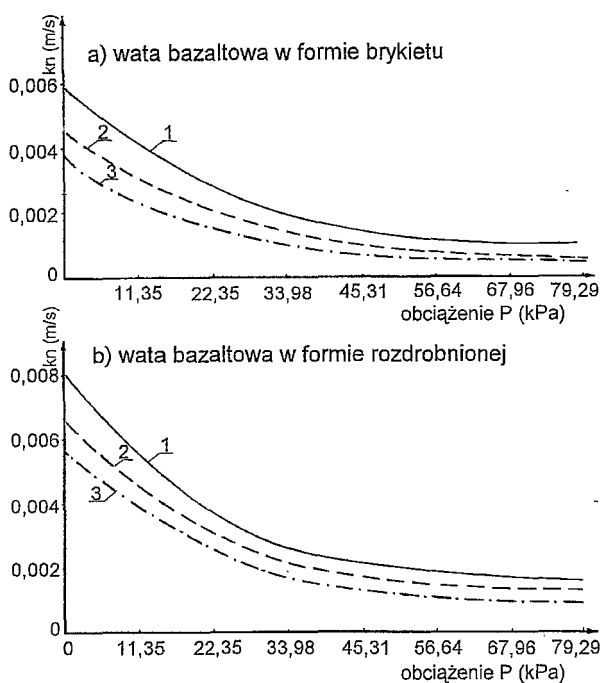
RYSUNEK 2. Zależność współczynnika wodoprzepuszczalności k_n waty bazaltowej od gradientu hydraulicznego: a – forma brykietu, b – forma rozdrobniona; 1 – $w_s = 0,2\%$, 2 – $w_n = 27\%$, 3 – $w_m = 1100\%$

nej i przedstawiono odpowiednio na rys. 2 i 3 (zamieszczono wyniki badań tylko dla przypadków z odpowietrzaniem prób i modelu, ponieważ różnice wodoprzepuszczalności w porównaniu z próbami odpowietrzanymi były minimalne).

Podsumowanie

Na podstawie wyników badań laboratoryjnych można stwierdzić, że wata

bazaltowa w formie brykietu i rozdrobniona posiada dobre właściwości filtracyjne. Współczynniki wodoprzepuszczalności k_n dla badanych przypadków (w_s , w_n , w_m) wahają się 0,00335 – 0,00705 m/s (forma brykietu) oraz 0,00595 – 0,00827 m/s (forma rozdrobniona). Po zakolmatowaniu wartości współczynników k_n maleją średnio 3,7 razy. Wyniki pomiarów bez odpowietrzania prób i modelu (tabela 1) oraz ze



RYСУNEK 3. Zależność współczynnika wodoprzepuszczalności k_n waty bazaltowej od obciążenia: a – forma brykietu, b – forma rozdrobniona; 1 – $w_s = 0,2\%$, 2 – $w_n = 27\%$, 3 – $w_m = 1100\%$

zmiennym gradientem hydraulicznym (rys. 2) wykazały brak wpływu powietrza wypełniającego pory waty i elementów modelu na współczynnik wodoprzepuszczalności (różnice minimalne). Po obciążeniu w zakresie od 0 do 79,29 kPa wodoprzepuszczalność waty (rys. 3) zmniejszyła się średnio 4,2 razy.

Literatura

- KRZYWOSZ Z. 1982: *Przydatność włókien filtracyjnych jako warstw ochronnych w budownictwie wodno-melioracyjnym*. Rozprawa doktorska. SGGW-AR.
- KRZYWOSZ Z., MATUSIEWICZ W. 1994. *Doświadczenia nad określaniem wodoprzepu-*

szczalności włókien. Przeg. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. Nr 6, SGGW.

Summary

The results of water permeability investigations of basalt wool. The water permeability of basalt wool from measurements was estimated. Average water permeability of the kolmatated basalt wool were about 3,7 times smaller than non-kolmatated and under load within the range 0–79,29 kPa were 4,2 times smaller respectively. It was found that the of air end variable hydraulic gradient are not influencing water permeability of the basalt wool.

Author's address

W. Matusiewicz

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Wykorzystanie procesów beztlenowych do unieszkodliwiania i utylizacji gnojowicy na fermie tuczu trzody chlewnej w Źródłach

Wstęp

Na fermie przemysłowego tuczu trzody chlewnej (o obsadzie 14 tys. szt.) w Źródłach została wybudowana w latach siedemdziesiątych oczyszczalnia gnojowicy według technologii węgierskiej firmy Vidus (rys. 1).

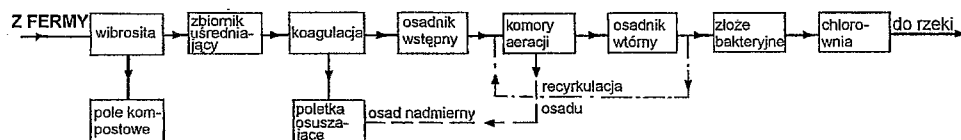
Zastosowano tu trzy stopnie oczyszczania:

- mechaniczny na wibratorach,
- chemiczny z użyciem siarczanu glinu,
- biologiczny w komorach z osadem czynnym i na złożach biologicznych.

Oczyszczalnia nie uzyskała założonych sprawności (Rogiński 1987), dlatego zaistniała konieczność rozlewania

gnojowicy na pola. Ten system też nie spełnił warunków dotyczących ścieków (Zarządzenie Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych MP23 z dnia 7 lipca 1986 r.). Zgodnie z tym zarządzeniem zakwalifikowanie gnojowicy do ścieków zabrania rozlewania jej w stanie surowym do ziemi bez uzyskania pozwolenia wodnoprawnego. Zgodnie z wyżej cytowanymi zaleceniami terenowe organy ochrony środowiska nałożyły bardzo wysokie kary pieniężne na fermę tuczu trzody chlewnej w Źródłach, zmuszając użytkownika do szukania systemu unieszkodliwiania gnojowicy z utylizacją włącznie.

Sposób spełniający warunki higieniczno-sanitarne i ochrony środowiska



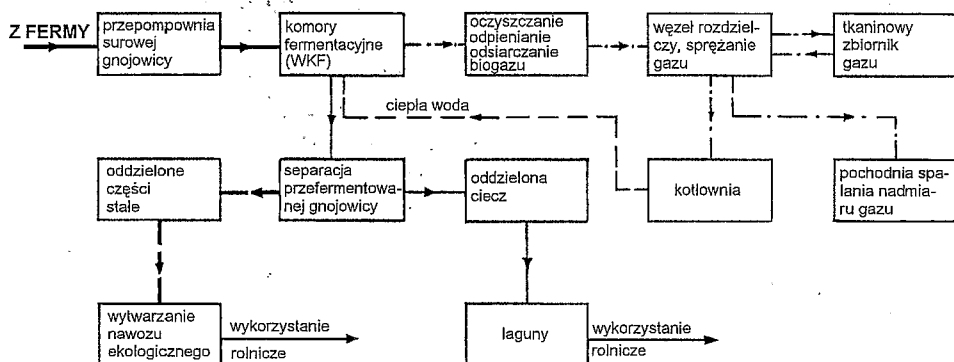
RYСУNEK 1. Schemat mechaniczno-chemiczno-biologicznej oczyszczalni gnojowicy na fermie tuczu trzody chlewnej w Źródłach według technologii węgierskiej

wiąże się z zastosowaniem takich procesów do unieszkodliwiania gnojowicy, jakie spełniałyby warunki lokalne związane przede wszystkim z ochroną środowiska. Gnojowica przetwarzana we właściwy sposób może stać się nośnikiem energii (biogazu) oraz cennym produktem do nawożenia i nawadniania pól (Kutera 1984; Buraczewski 1989, Rogiński, Szymański 1992; Rogiński, Krzywosz, Szymański 1994).

Nowy zakład unieszkodliwiania i utylizacji gnojowicy wybudowany w 1994 roku na fermie tuczu trzody chlewnej w Źródłach przerabia 150 m³ gnojowicy

w ciągu doby (rys. 2, tab. 1). Poważnym problemem jest duże zużycie wody na fermie, a głównie do utrzymywania higieny w budynkach inwentarskich i wspomagania transportu odchodów w kanałach podrusztowych; powoduje to duże uwodnienie splawianej gnojowicy (98,5–99%). Tak duże rozcieńczenie gnojowicy wodą przedłuża proces fermentacji i zmniejsza ilość powstającego biogazu.

Surowa gnojowica z budynków inwentarskich dopływa – zgodnie ze starą technologią – do istniejącego zbiornika wyrównawczego kolektorem wyposażo-



RYSUNEK 2. Schemat unieszkodliwiania i utylizacji gnojowicy na fermie tuczu trzody chlewnej w Źródłach

TABELA 1. Charakterystyka zakładu utylizacji gnojowicy w Źródłach

Parametry	Jednostki	Dane
Wielkość fermy trzody chlewnej	szt.	14 000
Ilość gnojowicy	m ³ /d	150
Liczba komór fermentacyjnych	szt.	3
Pojemność komory	m ³	1 000
Czas przetrzymywania	d	20
Temperatura reakcji	°C	35
System mieszania	–	hydrauliczno-mechaniczny
System ogrzewania	–	zewnętrzny wymiennikowy
Objętość zbiornika gazu	m ³	500

nym w kratę wyłapującą większe zanieczyszczenia. Ze zbiornika, w którym zamontowano dwie pompy z docinaczami, gnojowica jest przetwarzana do trzech komór fermentacyjnych (WKF); pojemność każdej komory wynosi około 1000 m³, a średnica 12 m. W trakcie fermentacji gnojowica jest ciągle mieszana i podgrzewana w celu utrzymania stałej temperatury w komorach. Wymienniki i przewody są izolowane termicznie. Komory fermentacyjne wykonane są z żelbetu.

Uzyskiwany w procesie biogaz jest mocno zanieczyszczony, toteż przed użyciem poddaje się go oczyszczeniu. Po odpienieniu i odwodnieniu biogaz trafia do odsiarczalni. Materiałem odsiarczającym jest ruda darniowa. Procesy oczyszczania biogazu są niezbędne przed jego zużyciem, gdyż eliminuje się zatykanie dysz palników oraz ogranicza korozję elementów metalowych. Oczyszczony gaz magazynowany jest w nowoczesnym zbiorniku tkaninowym o pojemności 500 m³. Dla zachowania warunków bezpieczeństwa instalacja gazowa posiada pochodnie do spalania nadmiaru gazu. Obecnie biogaz jest zużywany na potrzeby własne zakładu, a po wykonaniu rurociągu do przesyłania gazu będzie wykorzystany do ogrzewania (istniejąca kotłownia). W przyszłości planuje się wykorzystanie biogazu do napędu agregatów prądotwórczych. W biogazowni na fermie w Źródłach uzyskano średnio 1,1 m³ biogazu z 1 m³ komory o wartości opałowej 22,1 MJ/m³ i około 300 kW energii w ciągu godziny. Charakterystykę biogazu uzyskiwanego na fermie przedstawiono w tabeli 2.

TABELA 2. Przeciętny skład biogazu uzyskiwanego w Zakładzie Utylizacji Gnojowicy na fermie tuczu trzody chlewnej w Źródłach

Wskaźnik gazu	Wartość [%]
Metan – CH ₄	62,00
Dwutlenek węgla – CO ₂	37,00
Wodór – H ₂	0,60
Siarkowodór – H ₂ S	0,01
Inne	0,39
SUMA	100,0

Przefermentowana gnojowica odprowadzana jest z komór fermentacyjnych do zbiornika pośredniego, skąd kierowana jest na separator, gdzie zostaje rozdzielona na frakcję stałą i ciecz poseparacyjną. Frakcja stała wzbogacona komponentami mineralnymi przetwarzana jest na bezpieczny ekologicznie nawóz, pozbawiony bakterii, wirusów chorobotwórczych, jaj helmintów i zapachu. Pozostały po separacji odcinek (tab. 3) kierowany jest do dwóch istniejących zbiorników (dawne laguny), gdzie następuje dalsze jego doczyszczanie; pozbawiony jest on także bakterii chorobotwórczych oraz zapachu. Odciek ten nie nadaje się do odprowadzenia do wód powierzchniowych, toteż wykorzystany jest do nawodnienia pól. Roczna eksploatacja nowo budowanego zakładu unieszkodliwiania i utylizacji gnojowicy na fermie w Źródłach wykazała wysoką efektywność zastosowanych procesów.

Wnioski

Przyjęte struktury systemów do unieszkodliwiania i utylizacji gnojowicy na fermie tuczu trzody chlewnej w Źródłach, oparte na procesach aerobowych i ana-

TABELA 3. Charakterystyka gnojowicy surowej i przefermentowanej w Zakładzie Utylizacji Gnojowicy w Źródłach

Składniki [mg/dm ³]	Gnojowica surowa		Gnojowica przefermentowana	
	zakres	średnia	zakres	średnia
Sucha pozostałość	8 966–48 542	21 115	7 343–20 182	12 030
BZT ₅	9 259–34 000	18 830	1 429–1 780	1 643
ChZT	14 504–45 615	27 400	4 056–18 342	8 875
Azot amonowy	800–1 500	1 030	630–890	760
Azot ogólny	2 600–4 600	3 900	1 600–2700	1 850
Fosfor ogólny	1 380–1 850	1 650	850–1 280	1 080
pH	7,0–8,0	7,4	7,8–8,2	8,0

erobowych łącznie z rozlewaniem jej w stanie surowym na pola, pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Zastosowane procesy na trzostopniowej oczyszczalni gnojowicy w Źródłach według węgierskiej technologii firmy Vidus nie uzyskały zakładanych sprawności.

2. Rozlewanie surowej gnojowicy na pola w Źródłach w sposób nie kontrolowany stanowiło poważne zagrożenie ekologiczne dla środowiska przyrodniczego, toteż terenowe organy ochrony środowiska nałożyły bardzo wysokie kary pieniężne, prowadzące tym samym fermę do upadłości.

3. Wybudowany ostatnio system do unieszkodliwiania i utylizacji gnojowicy na fermie w Źródłach jest eksploatowany bez większych zakłóceń, a mianowicie:

- beztlenowa obróbka gnojowicy, stanowiąca pierwszy etap jej unieszkodliwiania, mimo wysokich nakładów inwestycyjnych na budowę instalacji biogazowej, pozwala na uzyskanie znacznej ilości wysokokalorycznego gazu;

- wytworzony nawóz ekologiczny z osadów poseparacyjnych przefermentowanej gnojowicy przewyższa jakością obornik i wykorzystywany jest do produkcji zdrowej żywności;
- ciecz poseparacyjna jest wyjąłowana z bakterii chorobotwórczych, jaj helmintów oraz zapachu, nadaje się do rolniczego wykorzystania (MP 23, poz. 170, 1986);

4. W pomieszczeniach inwentarskich na fermie w Źródłach jest wadliwie rozwiązany system usuwania odchodów z kanałów podrusztowych; istnieje konieczność zamiany samospływu gnojowicy na wymuszony (zmniejszający rozcieńczenie gnojowicy); mniejsze rozcieńczenie wodą skraca czas fermentacyjny i zwiększa ilość powstającego biogazu.

Podsumowując powyższe rozwiązania, należy stwierdzić, że gnojowica przed jej rolniczym zagospodarowaniem wymaga specjalnej obróbki. Zastosowane ostatnio procesy do unieszkodliwiania i utylizacji gnojowicy na fermie w Źródłach spełniają warunki dotyczące ścieków w Zarządzeniu Ministra Ochro-

ny Środowiska i Zasobów Naturalnych z dnia 7 lipca 1986 r.

Literatura

- BURACZEWSKI G. 1989: *Fermentacja metanowa*. PWN, Warszawa.
- KUTERA J. 1984: *Warunki oczyszczania gnojowicy oraz zabezpieczenia sanitarnego przy rolniczym jej wykorzystaniu*. Technika Sanitarna Wsi nr 254/V-A 437/1984 PZITS, Warszawa.
- MP nr 23 poz. 170, 1986 – Zarządzenie Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych z dnia 7 lipca 1986 r. w sprawie rolniczego wykorzystania ścieków.
- ROGIŃSKI W. 1978: *Wykorzystanie osadu czynnego do unieszkodliwiania gnojowicy z fermy trzody chlewnej*. Wydaw. SGGW, Warszawa.
- ROGIŃSKI W., SZYMAŃSKI M. 1992: *Rolnicze zagospodarowanie gnojowicy z punktu widzenia ochrony środowiska*. Przeg. Nauk. Wyd. Mel. i Inżynierii Środow., Wydaw. SGGW, Warszawa.
- ROGIŃSKI W., KRZYWOSZ Z., SZYMAŃSKI M. 1994: *Badania efektywności biologicz-*

nych procesów unieszkodliwiania gnojowicy w komorach fermentacji beztlenowej. Przeg. Nauk. Wyd. Mel. i Inżynierii Środow., Wydaw. SGGW, Warszawa.

Summary

Oxygen-free processes utilization for rendering harmless of slurry at the animal fattening farm in Żródła. The paper describes the modern, new erected utilization plant for rendering harmless of slurry at the animal fattening farm in Żródła. It was also made an appraisal of applied in that object processes and their usability for rendering harmless and utilization of slurry for agriculture.

Author's address

W. Rogiński

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa

ul. Nowoursynowska 166

Poland

**Tomasz BRANDYK, Jan SZATYŁOWICZ, Piotr HEWELKE,
Ryszard OLESZCZUK**

Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW

Modelowanie ruchu wody w glebach o zmiennej geometrii

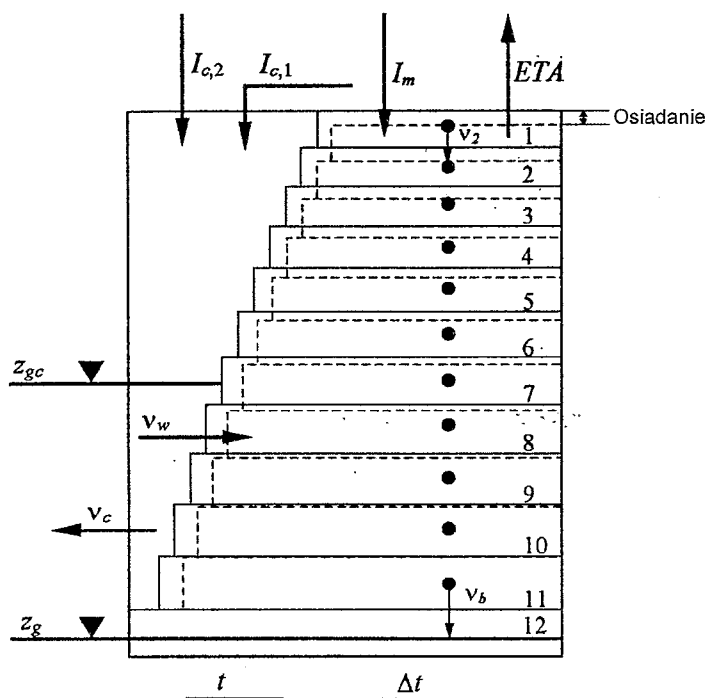
Wstęp

Istnienie w glebach szczelin powstałych w wyniku zmian geometrii gleby powoduje tworzenie się uprzywilejowanych dróg filtracji. Wynikiem tego są sytuacje, w których woda i rozpuszczone w niej substancje chemiczne, wykorzystując uprzywilejowane drogi filtracji, mogą bardzo szybko przedostawać się do wód gruntowych z pominięciem macierzy glebowej. Powoduje to wzrost ryzyka zanieczyszczenia wód gruntowych i powierzchniowych (Thomas i Phillips 1979; Coles i Trudgill 1985).

W pracy podjęto próbę opisu przepływu wody w glinie bardzo ciężkiej charakteryzującej się występowaniem szczelin. Symulację jednowymiarowego przepływu wody w szczelinach i macierzy glebowej przeprowadzono przy zastosowaniu zmodyfikowanego modelu FLOCR (Brons-wijk 1988; Szatyłowicz 1993), a następnie poddano weryfikacji na podstawie pomiarów terenowych.

Model numeryczny

Schemat obliczeniowy wykorzystany w modelu FLOCR przedstawiono na rysunku 1. Głównym założeniem przyjętym w modelu jest podział gleby na dwie umownie wyodrębnione części, tj. tzw. macierz glebową i szczeliny (makropory). Przepływ wody w obrębie macierzy glebowej jest obliczany zgodnie z prawem Darcy'ego. Opad występujący na powierzchni gleby jest dzielony w sposób dynamiczny między infiltrację do macierzy glebowej i część odpływającą do szczelin, która jest dodawana do dna szczeliny. Woda w szczelinach podlega poziomej infiltracji do macierzy glebowej poprzez ich ściany oraz zjawisku odpływu. Model ponadto umożliwia określenie zmian objętości gleby na skutek zjawiska wysychania i zwilżania, wykorzystując pomierzoną charakterystykę kurczenia się gleby. Szczegółowe założenia modelu zostały opisane w pracach



RYСУNEK 1. Schemat profilu glebowego w modelu FLOCR (oznaczenia w tekście)

Oostindie i Bronswijka (1992) oraz Szatyłowicz (1993).

Podstawowymi równaniami przepływu w zastosowanym modelu są: równanie Darcy'ego i równanie ciągłości. Profil glebowy dla celów obliczeniowych dzieli się maksymalnie na 30 przedziałów równej wielkości. Wykorzystując opis funkcji nienasyconej przewodności wodnej w formie wykładniczej (Gardner 1958), przepływ pomiędzy poszczególnymi przedziałami oblicza się następująco (Wind i van Doorne 1975):

$$v = -\frac{k_i - k_{i-1}}{\exp(\alpha \Delta z)} - k_{i-1} \quad (1)$$

gdzie:

v – jednostkowe natężenie przepływu między przedziałami ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$),

k – przewodność wodna przy stanie niepełnego nasycenia ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$),
 α – stała glebowa (cm^{-1}),
 Δz – długość przedziału (cm),
 i – indeks oznaczający numer kolejnego przedziału (–).

Do określenia zmian objętości gleby wykorzystuje się następujące zależności (Bronswijk 1988):

$$\Delta V = (e_s - e) V_{\text{solid}} \quad (2)$$

$$\Delta Z = Z_s - Z_s \left(\frac{V - \Delta V}{V} \right)^{1/r_s} \quad (3)$$

$$\Delta V_{cr} = \Delta V - Z_s^2 \Delta Z \quad (4)$$

W równaniach (2) – (4) zastosowano następujące oznaczenia:

ΔZ – zmiana długości przedziału wskutek pęcznienia lub kurczenia (m),

V – objętość sześcianu wyodrębnionego z macierzy glebowej przy stanie pełnego nasycenia (m^3),

ΔV – zmiana objętości macierzy glebowej na skutek pęcznienia lub kurczenia się (m^3),

Z_s – długość przedziału obliczeniowego przy stanie pełnego nasycenia (m),

r_s – współczynnik zależny od przebiegu procesów zmian geometrii ($r_s = 3$ dla izotropowych zmian objętości wywołanych kurczeniem),

V_{solid} – objętość fazy stałej gleby (m^3),

ΔV_{cr} – zmiana objętości szczelin (m^3),

e_s – wskaźnik porowatości przy stanie pełnego nasycenia (–),

e – wskaźnik porowatości przy uwilgotnieniu aktualnym (–).

Górny warunek brzegowy opisany jest w formie przepływu przez powierzchnię gleby. Wynika on z jej bilansu wodnego (w obrębie danego kroku czasowego):

$$S = (P - ETA) - R - q \quad (5)$$

gdzie:

S – retencja powierzchniowa (m),

P – opad atmosfery (m),

ETA – ewapotranspiracja aktualna (m),

R – spływ powierzchniowy (m),

q – jednostkowe natężenie przepływu przez powierzchnię gleby (m).

Przy określaniu górnego warunku brzegowego wykorzystuje się ponadto podział opadu na część infiltrującą do macierzy glebowej oraz do szczelin. W

tym celu wykorzystuje się następujące zależności (Bronswijk 1988):

$$-P < I_{max}; I_m = A_m P \quad (6)$$

$$I_c = A_c P$$

$$-P > I_{max}; I_m = A_m I_{max}$$

$$I_{c,1} = A_m (P - I_{max})$$

$$I_{c,2} = A_c P$$

$$I_c = I_{c,1} + I_{c,2}$$

gdzie:

P – intensywność opadu ($m \cdot s^{-1}$),

I_{max} – maksymalna zdolność infiltracyjna macierzy glebowej ($m \cdot s^{-1}$),

I_m – prędkość infiltracji do macierzy glebowej ($m \cdot s^{-1}$),

I_c – prędkość infiltracji do szczelin (przepływ preferencyjny) ($m \cdot s^{-1}$),

A_m, A_c – powierzchnia względna odpowiednio macierzy glebowej i szczelin (–),

$I_{c,1}$ – prędkość infiltracji wody pochodzącej z opadu, która spływa z powierzchni macierzy glebowej na skutek przekroczenia jej maksymalnej zdolności infiltracyjnej ($m \cdot s^{-1}$),

$I_{c,2}$ – prędkość infiltracji wody pochodzącej z opadu, która bezpośrednio trafia do szczelin ($m \cdot s^{-1}$).

Wartość parametru I_{max} określa się przyjmując założenie, że ciśnienie ssące na powierzchni gleby jest równe zeru. W związku z tym wartość przewodności wodnej przy niepełnym nasyceniu równa jest wartości współczynnika filtracji, a maksymalnie możliwy przepływ przez powierzchnię macierzy glebowej obliczany jest z równania (1).

Dolny warunek brzegowy w modelu reprezentowany jest przez tzw. warunek

Cauchy'ego (van Bakel 1986), wyrażający jednostkowe natężenie przepływu pomiędzy nasyconą a nienasyconą strefą gleby (Oostindie i Bronswijk 1992).

W modelu FLOCR zakłada się, że istnieją dwa umowne zwierciadła wody: zwierciadło wody w macierzy glebowej i zwierciadło w szczelinach. Woda pochodząca z opadów atmosferycznych osiąga natychmiast dno szczelin, skąd podlega infiltracji do macierzy glebowej ze stałą prędkością infiltracji I_w , oraz podlega zjawisku odpływu ze szczelin. Jednostkowe natężenie odpływu wody ze szczelin oblicza się jako:

$$v_c = - \frac{k_c A_{cr} z_{gc}}{A_{cr} z_{gc} + k_c} \quad (7)$$

gdzie:

v_c – jednostkowe natężenie odpływu wody ze szczelin ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$),

A_{cr} – intensywność odwodnienia szczelin (d^{-1}),

k_c – współczynnik filtracji szczelin ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$),

z_{gc} – położenie zwierciadła wody w szczelinach względem położenia zwierciadła wody w macierzy glebowej (cm).

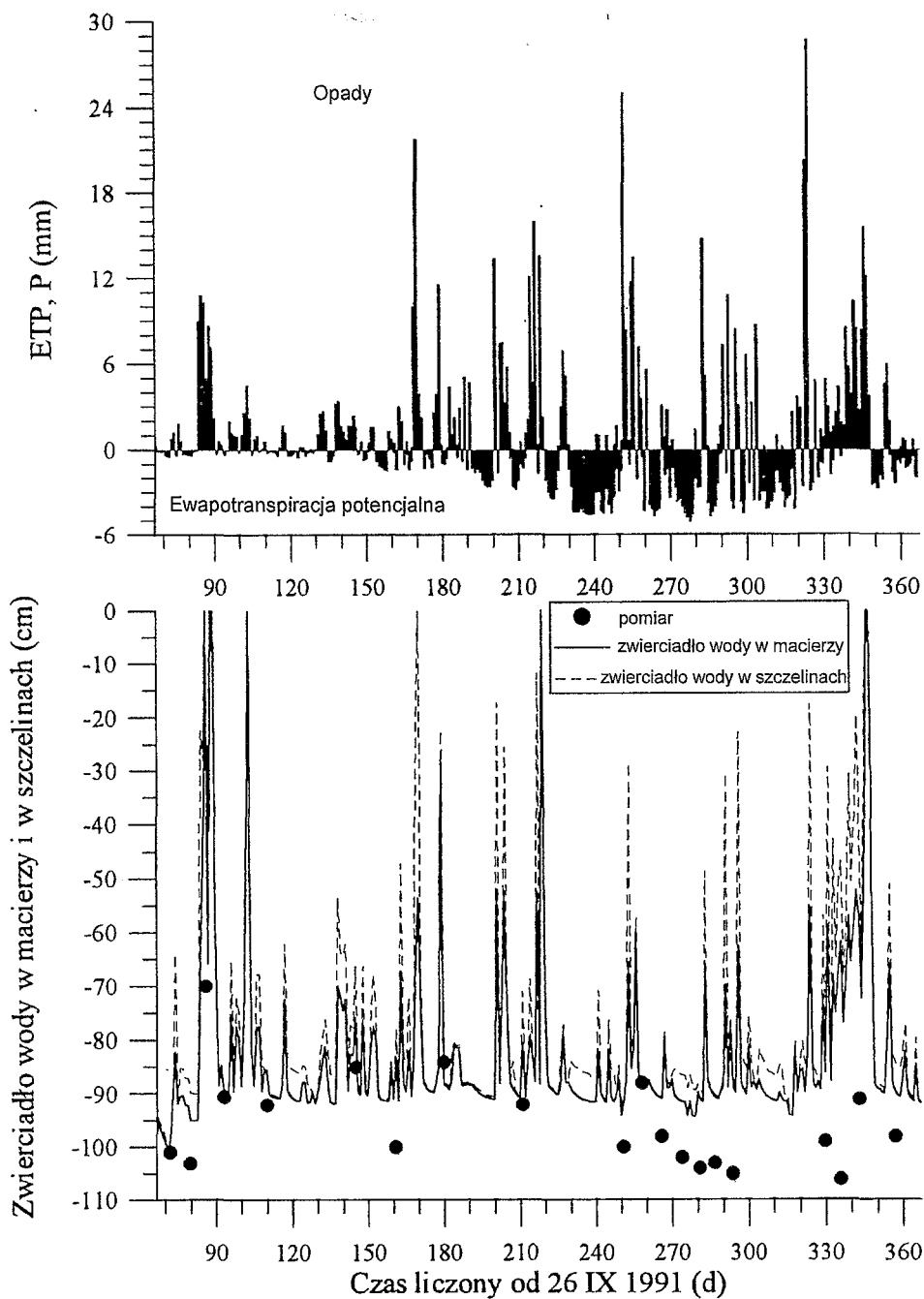
Parametry

Oprócz sformułowania warunków brzegowych i początkowych, do obliczeń symulacyjnych z użyciem modelu FLOCR wymagane jest określenie następujących parametrów: krzywej retencyjności wodnej, krzywej przewodności wodnej przy niepełnym nasyceniu, krzywej kurczenia gleby, współczynnika r_s , prędkości infiltracji ze szczelin do macierzy glebowej I_w ,

intensywności odwodnienia szczelin A_{cr} i współczynnika filtracji szczelin k_c . Weryfikację modelu przeprowadzono dla gliny ciężkiej opisanej w pracy Bronswijka i Evers-Vermeer (1990). Szczegółowy opis wyznaczenia parametrów oraz sposób ich dyskretyzacji znajduje się w pracy Szatyłowicza i wsp. (1994).

Wyniki

Weryfikacji modelu dokonano na podstawie wyników pomiarów zwierciadła wody w macierzy glebowej (1 grudnia 1991 – 25 września 1992 r.). Obliczenia wykonano dla trzech wariantów. W wariancie pierwszym wykorzystano zmodyfikowaną wersję modelu FLOCR, w której uwzględniono interakcję pomiędzy szczelinami i macierzą glebową oraz prędkość infiltracji na powierzchni gleby, którą obliczono na podstawie rzeczywistego czasu trwania opadu. Drugi wariant dotyczył również zmodyfikowanej wersji modelu FLOCR, w której prędkość infiltracji na powierzchni gleby określono dla przedziałów czasowych 0,2 doby, nie uwzględniając rzeczywistego czasu trwania opadu. Natomiast wariant trzeci dotyczył poprzedniej wersji modelu FLOCR (Oostindie i Bronswijk 1992), w której woda ze szczelin infiltrowała w sposób natychmiastowy do macierzy glebowej, a prędkość infiltracji na powierzchni gleby zadawano na podstawie rzeczywistego czasu trwania opadu (jak w wariancie pierwszym). Podczas weryfikacji do porównywania wartości obliczonych i pomierzonych wykorzystano miary statystyczne zaproponowane przez Loague'a i Greena (1991), takie jak: błąd



RYСУNEK 2. Wyniki pomiarów i obliczeń położenia zwierciadła wody w macierzy glebowej i szczelinach (wariant 1)

TABELA. Wyniki weryfikacji modelu FLOCR

Wariant	<i>ME</i>	<i>RMSE</i>	<i>CD</i>	<i>EF</i>	<i>CRM</i>	Ranga
	zakres					
	[0; ∞]	[0; ∞]	[0; ∞]	[∞; 1]	[∞; ∞]	[1;3]
	najlepsza zgodność					
	0	0	1	1	0	1
1	70,0	23,0	0,12	-5,26	0,15	1,4
2	91,0	28,3	0,08	-8,49	0,15	2,6
3	70,0	27,3	0,09	-7,84	0,18	2,4

maksymalny (ME), średni błąd kwadratowy (RMSE), współczynnik determinacji (CD), efektywność modelu (EF) i współczynnik odchylenia resztkowego (CRM). Wyniki weryfikacji modelu FLOCR zestawiono w tabeli, z której wynika, że najlepszą zgodność pomiędzy wynikami pomiarów i obliczeń uzyskano w przypadku wariantu pierwszego. Wyniki obliczeń i pomiarów zwierciadła wody w macierzy glebowej i szczelinach dla wariantu pierwszego przedstawiono na rysunku 2.

Obliczenia z zastosowaniem modelu FLOCR wykazują, że zwierciadło wody podnosi się szybko po wystąpieniu opadu. Jest to spowodowane tzw. preferencyjnym przepływem wody oraz stromym nachyleniem krzywej pF w rozpatrywanej glebie. Wynikiem stromego nachylenia krzywej pF jest fakt, że nawet dodanie niewielkiej ilości wody do macierzy glebowej powoduje jej nasycenie i wzrost położenia zwierciadła wody. Z danych przedstawionych na rysunku 2 wyraźnie widać, że wyniki obliczeń modelowych dają wyższe wartości od wyników pomiarów, co wiąże się z nieuwzględnieniem przepływu wody wzdłuż szczelin.

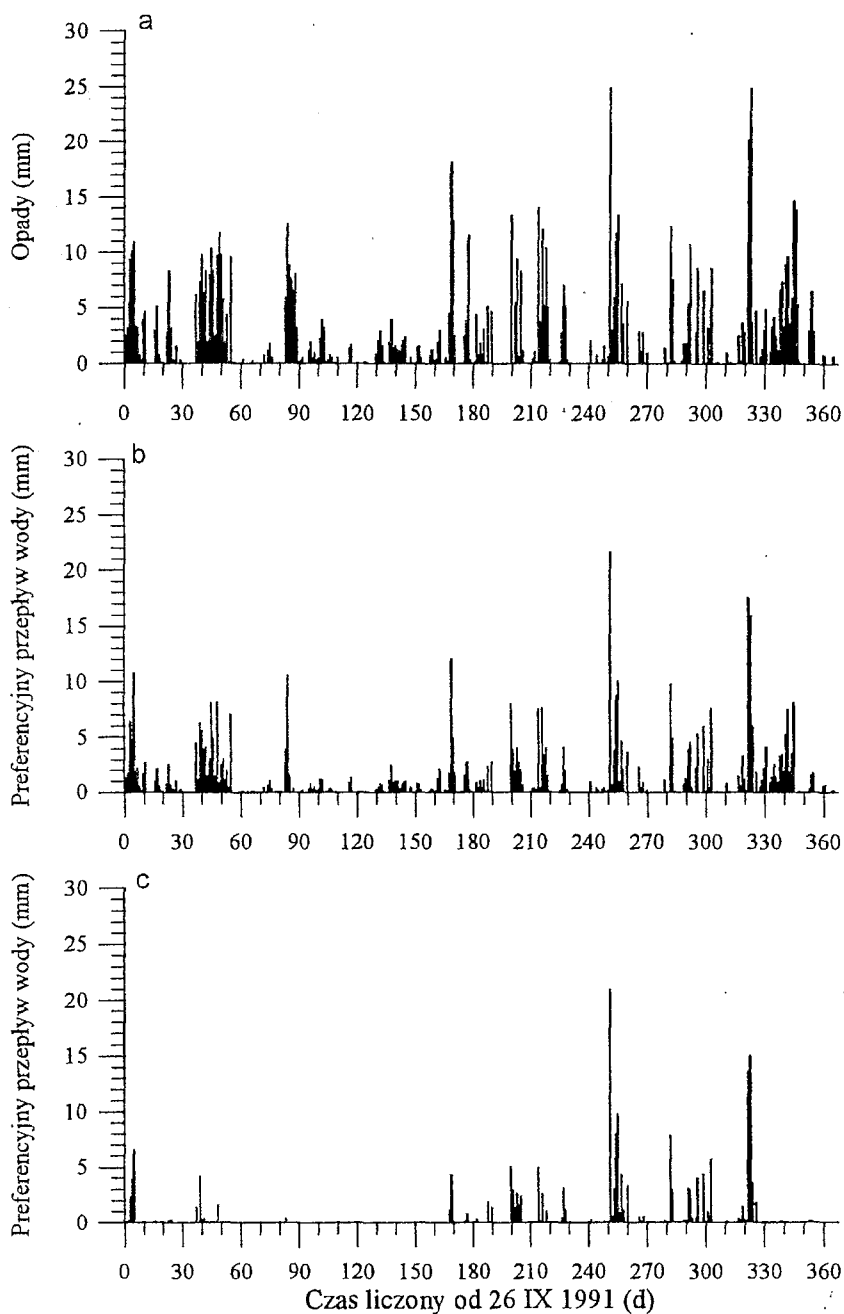
Założenia o natychmiastowym docieraniu wody z opadów do dna szczelin można uważać za możliwe do przyjęcia

w okresach posusznych, kiedy w glebie występują głębokie szczeliny o znacznych rozmiarach. Bardziej realistycznym założeniem odnoszącym się do sytuacji rzeczywistych powinno być przyjęcie dystrybucji infiltrującej wody ze szczelin wzdłuż całego profilu glebowego. Wyższe wartości zwierciadła wody w obliczeniach w porównaniu z wynikami pomiarów mogą być spowodowane nieuwzględnieniem w modelu zjawiska intercepcji, co powoduje, że nawet niewielki opad w znaczący sposób podnosi zwierciadło wody.

Wyniki obliczeń przepływów preferencyjnych wody na tle opadów atmosferycznych dla wariantu pierwszego i drugiego przedstawiono na rysunku 3. Wielkość przepływu preferencyjnego wody w wariancie pierwszym stanowiła 43%, a w wariancie drugim 22,2% opadu. Wynika z tego, że przy modelowaniu przepływu preferencyjnego konieczne jest dokładne uwzględnianie czasu trwania i intensywności opadów atmosferycznych.

Wnioski

1. Przedstawiona w pracy zmodyfikowana wersja modelu FLOCR daje wyniki obliczeń zwierciadła wody grunto-



RYSUNEK 3. Wyniki obliczeń przepływów preferencyjnych wody w profilu bardzo ciężkiej gliny: a – opady atmosferyczne, b – wariant 1, c – wariant 2

wej bardziej zbliżone do pomiarów terenowych niż poprzednia wersja tego modelu, która nie uwzględniała poziomej infiltracji wody ze szczelin do macierzy glebowej oraz odpływu szczelinami.

2. Wyniki obliczeń położenia zwierciadła wody wykazują większe wartości od pomierzonych w polu, co może być spowodowane nieuwzględnieniem zjawiska intercepcji oraz dystrybucji infiltrującej wody ze szczelin w obrębie nie-nasyconej strefy profilu glebowego.

3. Zmodyfikowany model FLOCR umożliwia określenie przepływów preferencyjnych wody w profilu glebowym, przy czym dokładność ich określenia w bardzo dużym stopniu zależy od danych dotyczących opadów atmosferycznych (wielkość i czas występowania).

Literatura

- BAKEL P.J.T. VAN, 1986: *A systematic approach to improve the planning, design and operation of regional surface water management systems. A case study*. ICW Report 13. Institute for Land and Water Management Research, Wageningen.
- BRONSWIJK J.J.B. 1988: *Modeling of water balance, cracking and subsidence of clay soils*. J. Hydrol. 97; 199–212.
- BRONSWIJK J.J.B., EVERS-VERMEER J.J. 1990: *Shrinkage of Dutch clay soil aggregates*. Neth. J. Agric. Sci. 38; 175–194.
- COLES N., TRUDGILL S.T. 1985: *The movement of nitrate fertilizer from the soil surface to drainage waters by preferential flow in weakly structured soils, Slapton, S. Devon*. Agric. Ecos. and Env. 13; 241–259.
- GARDNER W.R. 1958: *Some steady state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table*. Soil Sci. 85; 228–232.
- LOAGUE K., GREEN R.E. 1991: *Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models. Overview and application*. J. Contam. Hydrol. 7; 51–73.
- OOSTINDIE K., BRONSWIJK J.J.B. 1992: *FLOCR – A simulation model for the calculation of water balance, cracking and surface subsidence of clay soils*. Report 47. DLO The Winand Staring Centre, Wageningen.
- SZATYŁOWICZ J. 1993: *Application of revised FLOCR model for water regime description of Bruchem heavy clay soil*. Wageningen Agric. Univ. Wageningen.
- SZATYŁOWICZ J., BRANDYK T., HEWELKE P., SKAPSKI K. 1994: *Zastosowanie modelu FLOCR do opisu ruchu wody w profilu gliny bardzo ciężkiej o zmiennej geometrii*. Roczn. AR Pozn. CCLXVIII, Melior. Inż. Środ. 15, cz. 2: 183–195.
- THOMAS G., PHILLIPHS R.E. 1979: *Consequence of water movement in macropores*. J. Environ. Qual. 8; 149–152.
- WIND G.P., DOORNE VAN W. 1975: *A numerical model for the simulation of unsaturated vertical flow of moisture in soils*. J. Hydrol. 24; 1–20.
- Badania zrealizowano w ramach projektu Nr 5 PZ6H 019 08 pt. "Środowiskowe skutki preferencyjnego przepływu wody w glebach o zmiennej geometrii" finansowanego przez KBN.

Summary

Modelling of unsaturated water flow in swelling-shrinking soils. The application of computer model FLOCR for the description of water flow in swelling-shrinking soils is presented. The description of the model procedures, model parameters and the results of model validation and application for determination of preferential flow are also shown.

Authors' address

T. Brandyk, J. Szatyłowicz, P. Hewelke,
R. Oleszczuk
Warsaw Agricultural University – SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Jan SZATYŁOWICZ, Tomasz BRANDYK, Piotr HEWELKE,
Tomasz GNATOWSKI, Daniel SZEJBA

Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych

Modelowanie procesu infiltracji wody w glebach z makroporami

Wstęp

W niektórych glebach obserwuje się występowanie ciągłych pionowych makroporów, które mogą przybierać formę kanalików utworzonych przez obumarłe korzenie roślin lub faunę glebową bądź formę szczelin będących efektem kurczenia się gleb. Skutkiem istnienia makroporów jest szybki odpływ wody w głąb profilu glebowego poniżej strefy korzeniowej. Powoduje on, że woda infiltrująca z opadów atmosferycznych lub nawodnień powierzchniowych omija tzw. macierz glebową i trafia bezpośrednio do wód gruntowych, nawet gdy gleba nie osiągnęła uwilgotnienia odpowiadającego polowej pojemności wodnej (Beven i Germann 1982).

Preferencyjny przepływ wody w glebie (tzw. by-pass flow) może powodować zanieczyszczenie wód gruntowych. Zależy to w czasie procesu infiltracji wody, kiedy stosowane na powierzchni gleby środki ochrony roślin i nawozy ulegają rozpuszczeniu, a następnie jako roztwór

w sposób natychmiastowy docierają do wód gruntowych, omijając macierz glebową.

Celem niniejszej pracy była analiza wpływu makropory glebowej na przebieg zjawiska infiltracji. Jako metodę badawczą zastosowano symulację numeryczną, w której wykorzystano komputerowy model FEMWAT. Model ten umożliwił uwzględnienie w procesie symulacji zarówno założonych warunków glebowych, jak też makropory jako warunku brzegowego. Zakresem badań objęto trzy rodzaje profilu glebowych: glebę piaszczysto-pylastą, glinę ciężką i glebę heterogeniczną. Dla każdego z rozpatrywanych profili przeprowadzono obliczenia symulacyjne zmian uwilgotnienia gleby w procesie infiltracji oraz sumarycznej objętości wsiąkającej wody w przypadku braku makropory i w przypadku jej wystąpienia. W glebie piaszczysto-pylastej przeprowadzono szczegółową analizę wpływu wymiaru makropory (długości) na przebieg uwilgotnienia gleby w procesie infiltracji.

Zastosowany model matematyczny

W niniejszej pracy zastosowano model FEMWAT, opracowany przez Nutzmanna (1987), który umożliwia symulację ruchu wody w strefie nasyconej i nienasyconej przy zadanych różnych warunkach brzegowych. Podstawowym równaniem w modelu jest uogólnione równanie Richardsa w postaci:

$$\phi \cdot c(\Psi) \frac{\partial h}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial x_i} K_{ij} K_r(\Psi) \frac{\partial h}{\partial x_j} = 0 \quad (1)$$

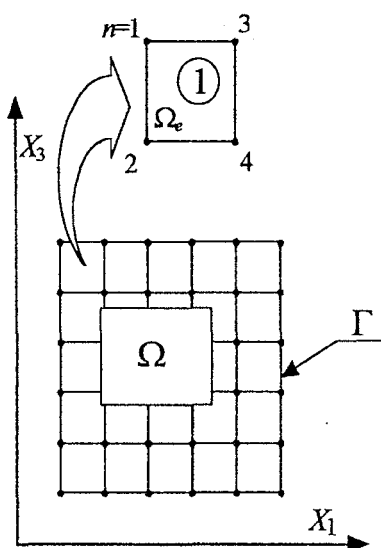
gdzie:

- ϕ – porowatość (–),
- $c(\Psi)$ – różniczkowa pojemność wodna charakteryzująca zmiany retencji wywołane zmianą zawartości wody (L^{-1}),
- Ψ – wysokość ciśnienia wody (L),
- h – całkowita wysokość hydrauliczna (L),
- t – czas (T),
- K_{ij} – tensor przewodności hydraulicznej dla pełnego nasycenia ($L \cdot T^{-1}$),
- K_r – względna przewodność hydrauliczna (–).

Równanie (1) opisuje ruch wody w nieściśliwych ośrodkach nasyconych lub nienasyconych bez członu źródłowego. Może ono być typu:

- parabolicznego gdy $\Psi < 0$ i $c(\Psi) \neq 0$ (ośrodek nienasycony),
- typu eliptycznego, gdy $\Psi \geq 0$, $c(\Psi) = 0$ oraz $K_r(\Psi) = 1$ (ośrodek nasycony).

Dla rozwiązania równania przepływu w modelu FEMWAT wykorzystuje się metodę elementów skończonych. Obszar, w którym rozwiązujemy równanie ruchu wody (Ω), jest dzielony na elementy



- ① – element
- 1, 2, 3, 4 – węzły
- Ω_e – obszar elementu
- Ω – obszar
- Γ – granica

RYSUNEK 1. Dyskretyzacja obszaru w metodzie elementów skończonych

czworokątne (Ω_e). Każdemu elementowi w zdyskretyzowanym obszarze (rys. 1) przypisany jest kolejny numer, cztery numery węzłów oraz współrzędne. Dla każdego elementu przypisuje się cechy materiałowe, tzn. funkcję przewodności hydraulicznej i charakterystykę retencyjności wodnej.

Warunek początkowy stanowi zadana wielkość ciśnienia hydraulicznego w czasie $t=0$ w każdym punkcie węzłowym w obrębie rozpatrywanego obszaru Ω i jest zapisany:

$$h(x_i, 0) = h_0(x_i) \text{ w obszarze } \Omega \quad (2)$$

Warunki brzegowe mogą być pierwszego rodzaju (warunek Dirichleta) oraz drugiego rodzaju (warunek Neumanna). Warunek pierwszego rodzaju występuje wtedy, gdy wielkość ciśnienia hydraulicznego jest wielkością znaną dla punktów węzłowych leżących na granicy obszaru Γ i może być wyrażony jako:

$$h(x_i, t) = h \text{ na granicy } \Gamma \quad (3)$$

Warunek drugiego rodzaju polega na zadaniu przepływu normalnego q do granicy obszaru Γ :

$$-\left(K_{ij} K_r \frac{\partial h}{\partial x_j}\right) l_i = q \text{ na granicy } \Gamma \quad (4)$$

gdzie l_i jest długością segmentu.

Jako rezultat podziału obszaru, w którym rozwiązywane jest równanie różniczkowe (1), przy zadanych warunkach początkowych i brzegowych oraz znanych cechach materiałowych, uzyskuje się układ liniowych równań algebraicznych, który rozwiązuje się metodą Gaussa. Szczegółowy opis procedur zastosowanych w modelu FEMWAT znajduje się w pracy Nutzmanna (1987).

Charakterystyka parametrów glebowych

Do badań modelowych wytypowano następujące trzy rodzaje utworów glebowych: piasek, piasek pylasty i glinę ciężką. Krzywe retencyjności wodnej dla rozpatrywanych utworów glebowych wyrownano wzorem van Genuchtena (1980) w postaci:

$$\Theta = \Theta_r + \frac{\Theta_s - \Theta_r}{[1 + |\alpha\Psi|^n]^m} \quad (\Theta_r \leq \Theta \leq \Theta_s) \quad (5)$$

gdzie:

α, n – parametry empiryczne α (cm^{-1}),
 n (–), $m = 1 - 1/n$ (–),

Ψ – ciśnienie ssące (cm),

Θ – wilgotność objętościowa gleby ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$),

Θ_r, Θ_s – resztkowa i pełna pojemność wodna gleby ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$).

Natomiast funkcję nienasyconej przewodności wodnej w zależności od ciśnienia ssącego opisano równaniem van Genuchtena-Mualem (van Genuchten 1980) w postaci:

$$K(\Psi) = K_s \frac{[(1 + |\alpha\Psi|^n)^m - |\alpha\Psi|^{n-1}]^2}{(1 + |\alpha\Psi|^n)^{m(l+2)}} \quad (6)$$

TABELA 1. Określone wartości współczynnika filtracji oraz parametrów wymaganych w równaniu van Genuchtena-Mualem opisującym krzywą pF oraz przewodność wodną przy stanie niepełnego nasycenia dla rozpatrywanych utworów glebowych

Utwór glebowy	Θ_s (–)	Θ_r (–)	α (cm^{-1})	n (–)	l (–)	K_s ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$)
Piasek	0,315	0,015	0,03745	3,523	1,7228	5000,0
Piasek pylasty	0,320	0,050	0,02460	1,814	0,7660	91,0
Gлина ciężka	0,340	0,000	0,01961	1,195	0,5000	2,0

gdzie:

K_s – współczynnik filtracji ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$),

l – parametr glebowy (–),

α, n, m, Ψ – jak w równaniu (5).

Parametry wymagane w równaniach van Genuchtena i van Genuchtena-Mualem dla rozpatrywanych gleb zestawiono w tabeli 1.

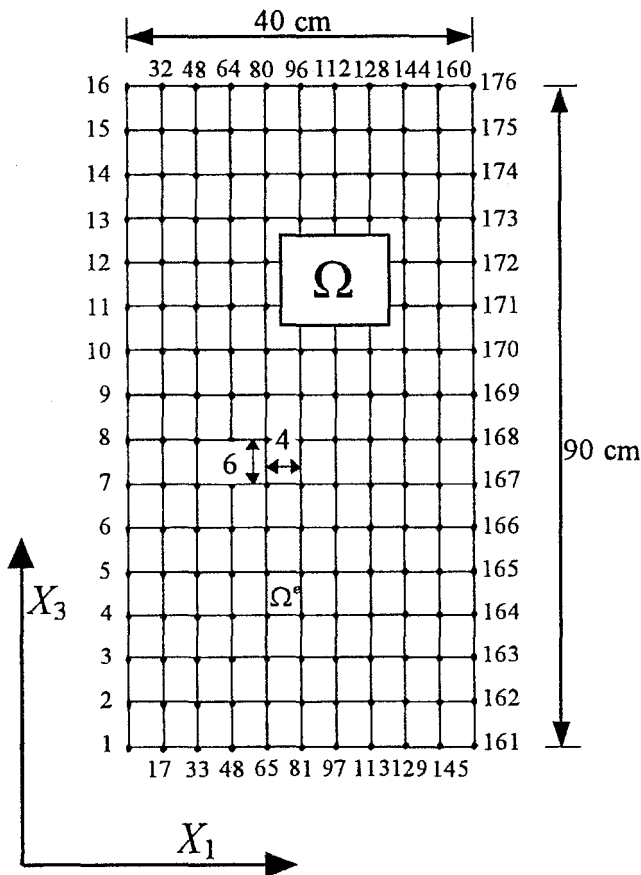
Procedura modelowania

Model FEMWAT wykorzystano do symulacji przebiegu zjawiska dwuwymiarowej infiltracji w profilu glebowym.

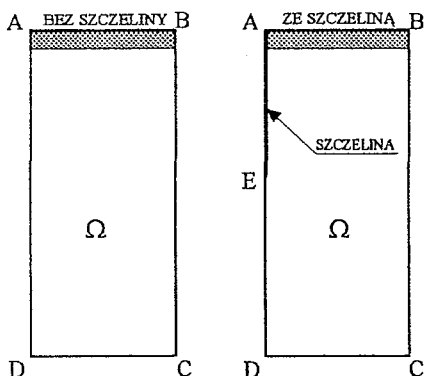
Sieć elementów skończonych użyta w procedurze symulacji składała się ze 150 czterowzłowych elementów z 176 węzłami, gdzie całkowita szerokość i długość obszaru infiltracji wynosiły odpowiednio: 40 i 90 cm (wymiary poszczególnych elementów sieci wynosiły $\Delta X_1 = 4 \text{ cm}$, i $\Delta X_3 = 6 \text{ cm}$). Schemat sieci elementów skończonych dla regionu przepływu pokazano na rysunku 2.

W procesie symulacji rozpatrywano następujące dwa przypadki infiltracji:

- w profilu glebowym bez szczelin,



RYSUNEK 2. Schemat sieci elementów skończonych zastosowanej w procedurze symulacji



RYSUNEK 3. Warunki brzegowe przyjęte w procesie symulacji

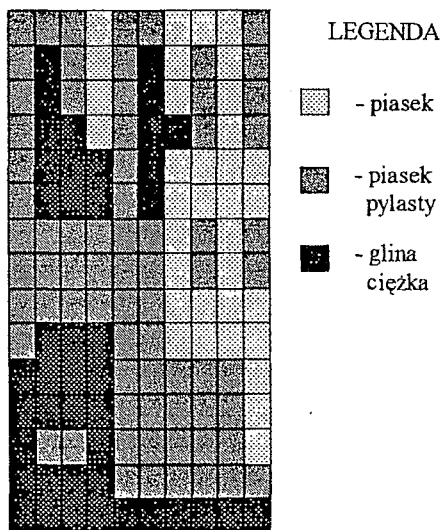
- w profilu glebowym ze szczeliną.

Schematy przepływu oraz warunki brzegowe przedstawiono na rysunku 3. Zastosowano następujące typy warunków brzegowych:

- na powierzchni profilu glebowego (AB) pierwszy typ warunku brzegowego ($\Psi = 0$),
- pierwszy typ warunków brzegowych użyto do opisu infiltracji ze szczeliny (AE, $\Psi > 0$),
- drugi typ warunku brzegowego ($q = 0$) użyto dla opisu pozostałych ograniczeń obszaru przepływu.

Takie sformułowanie warunków brzegowych może być odniesione do sytuacji polowej, kiedy szczelina została napełniona wodą w sposób natychmiastowy. Ciśnienie ssące $\Psi = 1000$ cm użyto jako warunek początkowy.

Symulację zmian uwilgotnienia gleby w procesie infiltracji przeprowadzono w następujących trzech różnych profilach glebowych: piasku pylastym (SS), glinie ciężkiej (HC) i glebie heterogenicznej (HE). Schemat profilu gleby heterogenicznej przedstawiono na rysunku 4.



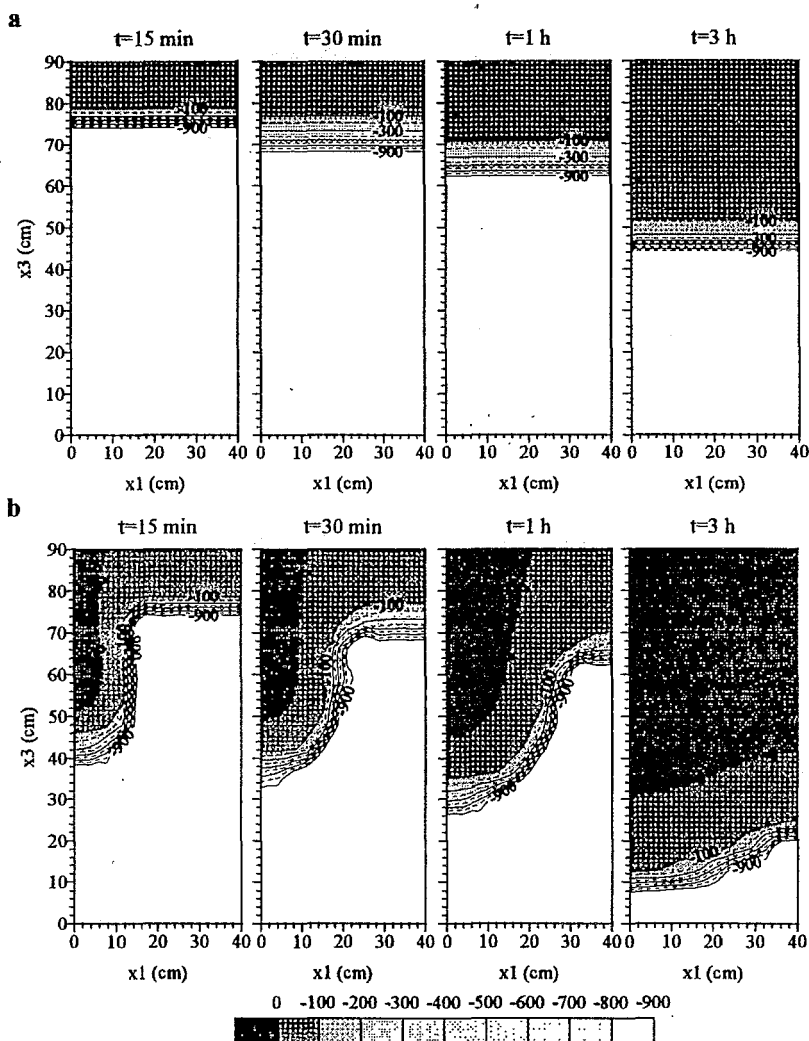
RYSUNEK 4. Schemat profilu gleby heterogenicznej

W procesie symulacji rozpatrywano następujące przypadki infiltracji:

- w piasku pylastym, w glinie ciężkiej oraz w heterogenicznym profilu glebowym bez szczeliny,
- w trzech rozpatrywanych profilach glebowych (piasku pylastym, glinie ciężkiej i glebie heterogenicznej), zawierających szczelinę głębokości 36 cm,
- w piasku pylastym zawierającym szczelinę różnej głębokości ($l = 18, 36$ i 72 cm).

Wyniki symulacji

Obliczony układ ciśnienia ssącego podczas infiltracji w piasku pylastym ze szczeliną (głębokości 36 cm) i bez szczeliny przedstawiono na rysunku 5. Na podstawie tego rysunku zauważyć można, że

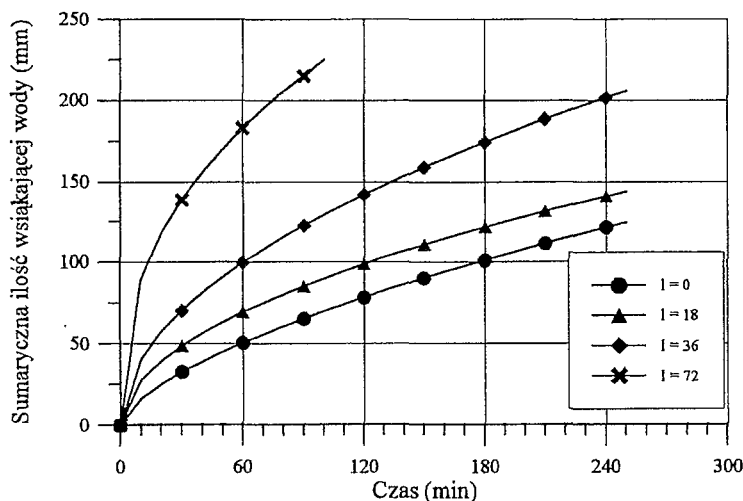
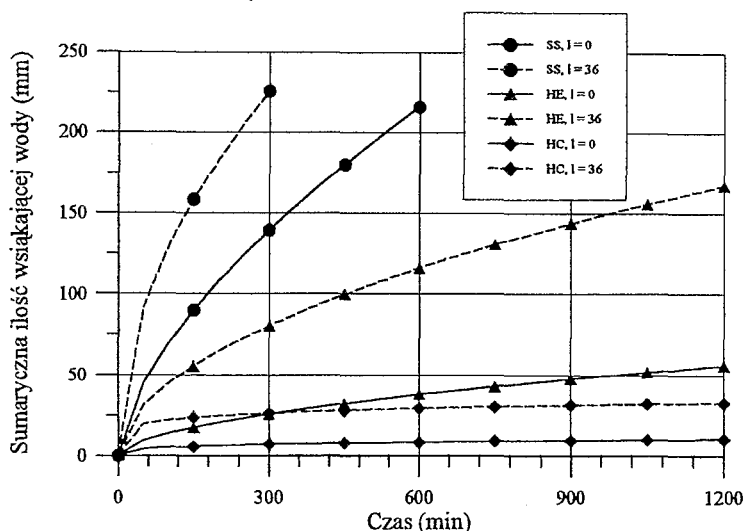


RYSUNEK 5. Układ ciśnień ssących w piasku pylastym bez szczeliny (a) oraz ze szczeliną (b) w różnych czasach (t) od rozpoczęcia infiltracji

szczelina znacząco modyfikuje ciśnienie ssące. Po trzech godzinach od momentu rozpoczęcia infiltracji profil glebowy z makroporą jest zwilżony do głębokości 80 cm w przeciwieństwie do profilu glebowego bez makropory, w którym zwilżenie następuje do głębokości 45 cm.

Na rysunku 6 przedstawiono sumowe ilości wsiąkającej wody w czasie dla trzech różnych profili glebowych (piasku pylastego, gleby heterogenicznej oraz gliny ciężkiej) bez szczeliny oraz posiadających szczelinę głębokości 36 cm. Spośród badanych gleb najszybciej woda

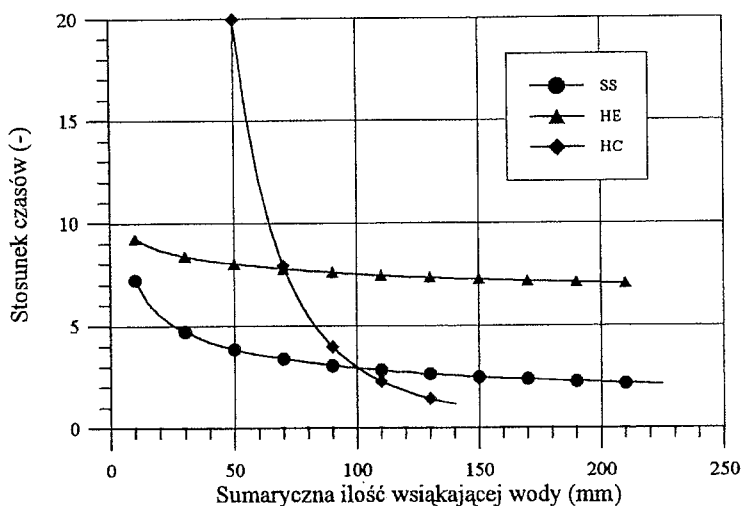
RYSUNEK 6. Krzywe sumowe ilości wsiąkającej wody dla piasku pylistego (SS), gleby heterogenicznej (HE) oraz gliny ciężkiej (HC) bez szczeliny i ze szczeliną długości 36 cm (1)



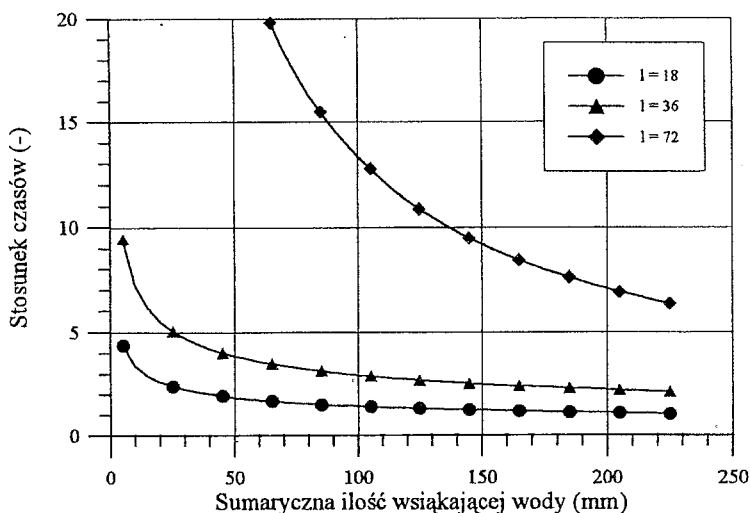
RYSUNEK 7. Krzywe sumowe ilości wsiąkającej wody dla piasku pylistego bez szczeliny i ze szczeliną różnej długości (1).

wsiąkała w piasku pylistym, zaś najwolniej w glinie ciężkiej. We wszystkich rozpatrywanych przypadkach makropora przyspieszała infiltrację i jej wpływ na prędkość wsiąkającej wody do gleby uwiadczał się już na samym początku procesu infiltracji.

Na rysunku 7 przedstawiono krzywe sumowe ilości wsiąkającej wody dla piasku pylistego z różną głębokością szczeliny. Z przedstawionych danych wynika, że wpływ głębokości szczeliny na ilość wsiąkającej wody jest znaczny. Wraz ze wzrostem głębokości szczeliny infiltracja



RYSUNEK 8. Krzywe zależności stosunków czasów od ilości infiltrującej wody dla różnych profili (SS – piasek pyłasty, HE – gleba heterogeniczna, HC – glina ciężka) bez i z makroporą długości 36 cm



RYSUNEK 9. Krzywe zależności stosunków czasów od ilości infiltrującej wody dla piasku pyłastego z różną głębokością makropory (l)

następuje szybciej, przy czym nie jest to zależność liniowa.

Relacje pomiędzy stosunkiem czasów (iloraz czasu wsiąkania określonej objętości wody do profilu glebowego z makroporą i czasu wsiąkania tej samej objętości wody do profilu glebowego bez

makropory) a sumaryczną ilością wsiąkającej wody dla trzech badanych gleb przedstawiono na rysunku 8. Z rysunku tego wynika, że stosunek czasów jest zależny od rodzaju gleby i można przypuszczać, że im gleba jest bardziej zwięzła, tym wpływ makropory na czas wsiąkania

wody jest większy. Największy stosunek czasów występuje w początkowym okresie infiltracji, co oznacza, że makropory szczególnie silnie zwiększają ilość wsiąkającej wody na początku procesu infiltracji.

Krzywe zależności stosunków czasów od sumarycznej ilości infiltrującej wody dla piasku pylastego z różną głębokością makropory glebowej przedstawiono na rys. 9. Z przedstawionych danych wynika, że im większa jest głębokość szczeliny, tym czas potrzebny do wsiąknięcia tej samej ilości wody do profilu glebowego posiadającego makroporę w porównaniu z profilem bez makropory jest wielokrotnie mniejszy. W miarę zwiększania się ilości wsiąkającej wody stosunek czasów maleje i nie jest to relacja liniowa.

Wnioski

1. W wyniku symulacji procesu infiltracji w trzech różnych glebach stwierdzono, że makropory znacznie modyfikują układ ciśnień ssących w profilach glebowych i zwiększają prędkość infiltracji.

2. Zależność pomiędzy stosunkiem czasów wsiąkania określonej objętości wody do profilu glebowego z makroporą i czasem wsiąkania tej samej objętości wody do profilu glebowego bez makropory a sumaryczną ilością wsiąkającej wody jest krzywoliniowa. Makropory szczególnie silnie zwiększają ilość wsiąkającej wody na początku procesu infiltracji i jest to zależne od rodzaju gleby.

3. Długość makropory w znacznym stopniu wpływa na prędkość infiltracji, która wzrasta wraz ze wzrostem długości makropory glebowej.

Literatura

- BEVEN K., GERMANN P. 1982: *Macropores and water flow in soils*. Water Resour. Res. 18; 1311–1325.
- GENUCHTEN M.Th. VAN 1980: *A close-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils*. Soil. Soc. Am. J.: 44; 892–898.
- NUTZMANN G. 1986: *Isoparametric finite element analysis of transient unsaturated – saturated water table flow problems*. Acta Hydrophysica XXX; 137–159.

Badania zrealizowano w ramach projektu Nr 5 Pp6H 019 08. "Środowiskowe skutki preferencyjnego przepływu wody w glebach o zmiennej geometrii" finansowanego przez KBN.

Summary

Modelling of infiltration in soils with macropores. The application of computer model FEM-WAT for the description of infiltration process for three different soil profiles was presented. The macropore was included in the model as a boundary condition. The examples of the results concerning distribution of soil moisture pressure heads in sandy soil without and with macropore as well as cumulative infiltration rates for considered three soils with the presence of macropore and without macropore were also presented. The influence of depth of the macropore on infiltration process was examined.

Authors' address

J. Szatyłowicz, T. Brandyk, P. Hewelke,
T. Gnatowski, D. Szejba
Warsaw Agricultural University – SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Dokładność niwelacji trygonometrycznej wykonywanej przy użyciu dalmierza świetlnego

Wstęp

Wprowadzenie do praktyki geodezyjnej dalmierzy świetlnych pozwala zastosować niwelację trygonometryczną do wyznaczania wysokości punktów osnów pomiarowych. Uzupełniając pomiary poligonowe o dokładne pomiary kątów pionowych, możemy otrzymać niewielkim nakładem pracy wysokości punktów osnowy.

Podstawą do opracowania wielkoskalowej mapy sytuacyjno-wysokościowej jest założenie w terenie osnowy pomiarowej. Do niedawna jedyną możliwością wyznaczania wysokości punktów osnowy było stosowanie niwelacji geometrycznej. Wprowadzenie do praktyki geodezyjnej dalmierzy świetlnych dało możliwość zastosowania do wyznaczenia wysokości punktów osnowy niwelacji trygonometrycznej. Niwelacja trygonometryczna stosowana była do wyznaczania wysokości punktów niedostępnych, np. w górach lub przy pomiarze wysokich budowli. Przeszkodą bardziej powszechnego stosowania niwelacji trygonometrycznej była niemożliwość dokładnego pośredniego wyznaczania

odległości, co powodowało otrzymywanie mało dokładnych wyników. Możliwość wykonywania pomiarów odległości w łatwy sposób, z dokładnością do 1 cm znacznie rozszerzyło zakres stosowania niwelacji trygonometrycznej.

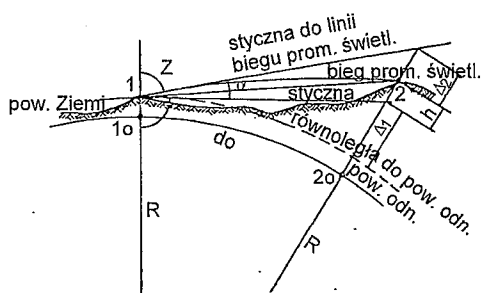
Wprawdzie należy się spodziewać, że dokładność niwelacji trygonometrycznej będzie zawsze niższa od dokładności niwelacji geometrycznej, to jednak istnieją przesłanki, że metodę tę będzie można stosować nie tylko do wyznaczania punktów szczegółowych, np. w tiachimetrii, ale również do wyznaczania wysokości punktów osnowy. Wykorzystanie niwelacji trygonometrycznej do powyższego celu jest uzasadnione ekonomicznie. Przy pomiarach poligonowych wykonuje się pomiary kątów poziomych, długości boków oraz kątów pionowych, dla redukcji długości do poziomu. Dla niwelacji trygonometrycznej należy uzupełnić pomiar sytuacyjny dokładnym pomiarem kątów pionowych oraz pomiarem wysokości instrumentów i sygnałów. Zarówno pomiary kątów poziomych, jak i pionowych można wykonać tym samym instrumentem.

W trakcie wykonywania pomiarów szczegółowych często trzeba zakładać dodatkowe punkty osnowy. Jest to istotne przy wykonywaniu pomiarów tachymetrycznych. Zakładając osnowę w postaci ciągów poligonowych, można obejmować większe, niż robiono to dotychczas, obszary, na których następnie można zakładać wiele pojedynczych dodatkowych punktów osnowy określanych metodami biegunową i trygonometryczną. Wykorzystanie niwelacji trygonometrycznej do wyznaczania wysokości tych punktów pozwala na usprawnienie tych prac.

Przy niwelacji trygonometrycznej należy uwzględnić poprawki ze względu na kulistość Ziemi i refrakcję, jeżeli ich wartość jest większa niż dokładność pomiaru.

Elementy wchodzące do wyznaczenia różnicy wysokości pokazano na przekroju kuli ziemskiej (rys. 1). Wzory na wyznaczenie różnicy wysokości na kuli ziemskiej są następujące (Laudyn 1979):

$$h = d_o \left(1 + \frac{H \bar{s}r}{R} \right) \operatorname{ctg} z + \frac{d_o^2 (1-k)}{2R \cos^2 \alpha} + i_1 - w_2 \quad (1)$$



RYSYNEK. Niwelacja trygonometryczna na kuli

$$h = d_o \left(1 + \frac{H \bar{s}r}{R} \right) \operatorname{tg} \alpha + \frac{d_o^2 (1-k)}{2R \cos^2 \alpha} + i_1 - w_2 \quad (2)$$

gdzie:

z – kąt zenitalny,

α – kąt pionowy,

d – pozioma odległość między punktami na wysokości powierzchni odniesienia,

$H\bar{s}r$ – średnia przybliżona wysokość punktów 1 i 2 (odczytujemy z mapy),

R – średni promień Ziemi,

k – współczynnik refrakcji,

i – wysokość instrumentu na punkcie 1,

w – wysokość sygnału na punkcie 2.

Ponieważ wartość współczynnika refrakcji jako zależna od szeregu parametrów atmosferycznych jest zmienna w pewnym zakresie, należy tak przeprowadzić pomiary, aby współczynnik ten wyeliminować z obliczeń. Jest to możliwe wówczas, jeżeli na obydwu punktach 1 i 2 zostaną jednocześnie zmierzone kąty zenitalne z_1 i z_2 lub kąty pionowe α_1 i α_2 . Wówczas wzory na różnicę wysokości punktów 1 i 2 przy przyjęciu kuli jako powierzchni odniesienia będą miały postać (Laudyn 1979):

$$h = d_o \left(1 + \frac{H \bar{s}r}{R} \right) \operatorname{tg} \frac{z_1 - z_2}{2} + \frac{1}{2} (i_1 - i_2 + w_1 - w_2) \quad (3)$$

$$h = d_o \left(1 + \frac{H \bar{s}r}{R} \right) \operatorname{tg} \frac{\alpha_1 - \alpha_2}{2} + \frac{1}{2} (i_1 - i_2 + w_1 - w_2) \quad (4)$$

W powyższych wzorach brak jest poprawek na kulistość ziemi i refrakcję. Korzystanie z tych wzorów możliwe jest tylko wówczas, gdy pomiar na obydwu punktach przeprowadzimy jednocześnie lub prawie jednocześnie. Stosując do pomiaru długości dalmierz elektroniczny, mierzymy skośną do poziomu odległość między punktem przecięcia osi obrotu instrumentu z osią celową a środkiem sygnału. W tym przypadku wzory na wyznaczanie przewyższenia między punktami 1 i 2 są następujące (Laudyn 1979):

$$h = d_{1-2} \frac{\cos \alpha_1 - \cos \alpha_2}{2} + \frac{1}{2} (i_1 - i_2 + w_1 - w_2) \quad (5)$$

$$h = d_{1-2} \frac{\sin \alpha_1 - \sin \alpha_2}{2} + \frac{1}{2} (i_1 - i_2 + w_1 - w_2) \quad (6)$$

Rozważania teoretyczne

Aby uzasadnić możliwość stosowania niwelacji trygonometrycznej, należy określić teoretyczną dokładność wyznaczania przewyższenia $-h$. Dla wyznaczenia błędu średniego przewyższenia należy zastosować wzór Gaussa na określenie błędu funkcji (Hausbrandt 1971). Po wyznaczeniu pochodnych cząstkowych, wstawieniu ich do wzoru i uporządkowaniu wyrazów otrzymujemy:

$$m_h = \pm \sqrt{\frac{1}{2} d^2 m_\alpha^2 + \sin^2 \alpha m_d^2 + m_i^2} \quad (7)$$

Przy wprowadzeniu powyższego wzoru zastosowano następujące uproszczenia:

$$\cos \alpha_1 = \cos \alpha_2 = \cos \alpha$$

$$\sin \alpha_1 = -\sin \alpha_2 = \sin \alpha$$

$$m_{i_1} = m_{i_2} = m_{w_1} = m_{w_2} = m_i$$

d – odległość pozioma między punktami 1 i 2.

Dla realizacji powyższego wzoru, w celu otrzymania wartości m , przyjęto parametry dokładnościowe pomiaru możliwe do uzyskania teodolitem zaopatrzonym w dalmierz elektroniczny: błąd średni pomiaru odległości – 10 mm; błąd średni pomiaru kąta pionowego – $20''$; błąd średni pomiaru wysokości instrumentu i sygnału – 10 mm. Na tej podstawie obliczono teoretyczne błędy średnie przewyższeń przy przyjęciu kilku wariantów odległości i kątów pionowych. Wyniki obliczeń zestawiono w tabeli 1. Dla niewielkich kątów pionowych – do 10° , wielkość kąta nie wpływa na dokładność wyznaczenia przewyższeń.

Otrzymane wyniki są wprawdzie gorsze od możliwych do uzyskania za pomocą niwelacji geometrycznej, lecz dla zadań przedstawionych na wstępie są zupełnie wystarczające. Aby to potwierdzić, wyznaczmy błędy średnie wysokości punktów położonych w ciągu niwelacyjnym trygonometrycznym, dwustronnie nawiązanym długości 5 km. Odległość między punktami wynosi 500 m, a ich liczba 9. Błąd średni wyznaczenia przewyższeń według powyższych obliczeń wynosi około 1,5 cm. Średni błąd wysokości kolejnych punktów ciągu obliczamy na podstawie wzoru (1):

TABELA 1

d [m]	100	200	300	400	500	600	1000
α	m_h [cm]						
1 ^g	1,02	1,09	1,20	1,34	1,49	1,67	2,44
3 ^g	1,03	1,10	1,20	1,34	1,50	1,67	2,44
5 ^g	1,03	1,10	1,20	1,34	1,50	1,67	2,44
10 ^g	1,04	1,11	1,21	1,34	1,50	1,67	2,44

TABELA 2

i	1	2	3	4	5	6	7	8	9
m_H [cm]	1,43	1,89	2,18	2,33	2,37	2,33	2,18	1,89	1,43

$$m_{H_i} = \pm m_h \sqrt{\frac{i(n+1-i)}{n+1}} \quad (8)$$

gdzie:

i – numer kolejnego punktu w ciągu,
 n – liczba wszystkich punktów w ciągu (bez punktów nawiązania).

Wyliczone wielkości m przedstawiono w tabeli 2.

Błąd średni wysokości wszystkich punktów liczymy na podstawie wzoru (Kosiński 1994):

$$m_H = \pm m_h \sqrt{\frac{n+2}{6}} \quad (9)$$

W tym przypadku $m = 2,03$ cm.

Otrzymane teoretycznie błędy średnie wysokości punktów wskazują na przydatność dla celów praktycznych tej metody określania wysokości punktów.

Prace doświadczalne

Aby uzyskać praktyczne potwierdzenie uzyskanych teoretycznie parametrów,

przeprowadzono pomiary doświadczalne pod Chęcunami na obszarze około 10 km². Założono osnowę sytuacyjno-wysokościową z przeznaczeniem jej do wykorzystania przy opracowaniach aeroftogrametrycznych oraz pomiarach sytuacyjno-wysokościowych. Osnowa ta jest w postaci sieci ciągów poligonowych nawiązanych do istniejących punktów państwowych. Ponadto wykonano pomiary niwelacji geometrycznej, na tyle dokładne, aby były materiałem bazowym, na podstawie którego można by ocenić wyniki uzyskane z niwelacji trygonometrycznej. Kąty poziome, kąty pionowe i odległości pomierzono teodolitem-dalimierzem elektronicznym EOT-2000 Zeissa. Niwelację geometryczną wykonano niwelatorem samopoziomującym Ni 020A Zeissa. Kąty pionowe pomierzono obustronnie w niewielkim odstępie czasu, eliminując w ten sposób w bardzo dużym stopniu wpływ refrakcji pionowej i wpływ krzywizny Ziemi. Całkowitą eliminację wpływu refrakcji można osiągnąć

nać tylko w przypadku jednoczesnego pomiaru kątów pionowych na obydwu końcach boku, co w tym przypadku było niemożliwe, ponieważ do dyspozycji był tylko jeden instrument. W tym wypadku pomiar jednoczesny nie był konieczny, ponieważ odległości były stosunkowo niewielkie – od 120 do 628 m. Przy największej odległości – 628 m, całkowita poprawka za refrakcję, przyjmując $k = 0,13$, wynosi 4,05 mm. Redukcja wpływu refrakcji przy obserwacjach prawie jednoczesnych wynosi około 90%, a więc pozostałość w granicach 0,4 mm można w tym wypadku pominąć. Zarówno ciągi niwelacji trygonometrycznej, jak i geometrycznej wyrównano w stosunku do punktów nawiązania.

W tabeli 3 przedstawiono odchyłki uzyskane w 14 ciągach niwelacji geometrycznej, wagi tych ciągów i błędy średnie, które obliczono posługując się wzorem (10).

TABELA 3

Nr ciągu	Liczba stanowisk	Waga	Odchyłka [mm]	Błąd średni [mm]
1	17	0,6	-12	11,2
2	21	0,5	+14	12,3
3	6	1,7	+8	6,7
4	7	1,4	-4	7,3
5	10	1,0	0	8,7
6	59	0,2	+31	19,4
7	27	0,4	+24	13,7
8	57	0,2	-30	19,4
9	62	0,2	+1	19,4
10	59	0,2	+6	19,4
11	39	0,3	+5	15,9
12	4	2,5	+4	5,5
13	16	0,6	-8	11,2
14	9	1,1	+6	8,3

$$m_{hi} = \pm \sqrt{\frac{[p_{vv}]}{p_i(n-1)}} \quad (10)$$

Wyniki te można uznać za dobre, jednak nie uzasadniają one przyjęcia tych danych jako bezbłędne przy porównaniu ich z wynikami niwelacji trygonometrycznej.

Błędy średnie przewyższeń wyznaczono na podstawie porównania ich z wynikami niwelacji geometrycznej. Utworzono 5 przedziałów w zależności od długości boków. Otrzymane wyniki przedstawiono w tabeli 4. Następnie porównano rzędne tych samych punktów otrzymanych przy zastosowaniu niwelacji trygonometrycznej i geometrycznej. Na podstawie obliczonych różnic wysokości wszystkich punktów otrzymano $m_H = \pm 3,2$ cm.

TABELA 4

Długości boków [m]	Liczba boków	Błędy średnie przewyższeń [cm]
100 – 200	7	1,8
200 – 300	12	2,4
300 – 400	22	2,8
400 – 500	28	2,7
500 – 630	16	2,9

Uzyskane praktycznie dokładności są gorsze od wyznaczonych na podstawie dociekań teoretycznych od 0,8 cm do 1,3 cm. Należy jednak pamiętać, że do porównania służyły jako wzorcowe wyniki niwelacji technicznej, które nie mogą być przyjęte jako bezbłędne. Otrzymane dokładności uwzględniają więc zarówno błędy niwelacji trygonometrycznej, jak i geometrii technicznej. Z tego powodu uzyskane dokładności należy uznać za

poprawne. Są one całkowicie wystarczające dla opracowania treści wysokościowej map wielkoskalowych sporządzanych jako podkłady dla prac projektowych.

Zakres wykorzystania niwelacji trygonometrycznej można więc rozszerzyć do sytuacji przedstawionej we wstępie do niniejszego opracowania.

Literatura

- HAUSBRANDT S. 1971: *Rachunek wyrównawczy i obliczenia geodezyjne*. Warszawa.
LAUDYN I. 1979: *Niwelacja trygonometryczna*. Warszawa.
KOSIŃSKI W. 1994: *Dokładność wyznaczania wysokości punktów w pojedynczych ciągach*

niwelacyjnych. Przegl. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. Z. 6.

Summary

The accuracy of trigonometrical levelling with use the light stadia.

There has been considered the possibility of a broader usage of trigonometric levelling using electronic distance – measuring instrument, e.g. for the calculation of the height of geodetic control points. There have been presented theoretical reasoning and the results of terrain survey.

Author's address

W. Kosiński

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Porównanie temperatury powietrza w klatce meteorologicznej i wewnątrz osłony firmy Trax-Elektronik

Wstęp

Jednorodność klimatologiczną¹ szeregów obserwacyjnych poszczególnych elementów i zjawisk meteorologicznych zapewnia międzynarodowy standard obserwacji meteorologicznych. Został on opracowany na przełomie XIX i XX wieku, w wyniku wieloletniej współpracy międzynarodowej² w celu ujednolicenia metod pomiarowych w meteorologii, jest zatem dostosowany do ówczesnych technik pomiarowych i wynikającej z nich organizacji obserwacji, opartej głównie na pomiarach terminowych. Od połowy

XX wieku zaczęto stopniowo wprowadzać do obserwacji meteorologicznych nowe techniki pomiarowe (radary, lidary, sodary, automatyczne stacje meteorologiczne, rakiety i satelity meteorologiczne) dostarczając nowych jakościowo danych, tworząc tzw. izolowane szeregi obserwacyjne.

Zgodnie z międzynarodowym standardem obserwacji meteorologicznych temperaturę powietrza mierzy się termometrami cieczowymi o stosunkowo dużej inercji, umieszczonymi w drewnianej klatce meteorologicznej, zabezpieczającej termometry przed opadami atmosferycznymi i bezpośrednim oddziaływaniem promieniowania słonecznego w ciągu dnia oraz przed nadmiernym wypromieniowaniem ciepła w nocy i jednocześnie umożliwiającą swobodny przepływ powietrza wokół termometrów.

W automatycznych stacjach meteorologicznych temperaturę powietrza mierzy się czujnikami strunowymi lub platynowymi czujnikami rezystancyjnymi o małej inercji, zainstalowanymi wewnątrz przewiewnej osłony, mającej zastąpić klatkę meteorologiczną. Istnieje obecnie duża różnorodność tych osłon, przy czym

¹Przez pojęcie szereg jednorodny klimatologicznie rozumiano taki szereg obserwacyjny, w którym bieg danych w kolejnych latach lub innych dowolnych okresach zależy wyłącznie od przebiegu pogody w tych latach i okresach, a nie od metod, instrukcji i warunków pomiarowych (Conrad, Polak 1950; Drozdzol 1957).

²Drugi Kongres Meteorologiczny (Rzym, 1873 r.) powołał Międzynarodowy Komitet Meteorologiczny, który w tymże roku doprowadził do utworzenia Międzynarodowej Organizacji Meteorologicznej, przekształconej w 1950 r. w Światową Organizację Meteorologiczną, będącą wyspecjalizowaną agendą ONZ z siedzibą w Genewie (Marciniak 1990).

różnią się one między sobą zarówno budową, jak i materiałem, z którego zostały wykonane.

Inne właściwości cieplne drewna i materiału użytego do budowy osłony czujnika powodują, że klatka meteorologiczna nagrzewa się i stygnie inaczej niż osłona, a zatem temperatura powietrza w klatce może odbiegać od temperatury powietrza wewnątrz osłony, zwłaszcza przy pogodzie wyżowej, sprzyjającej silnemu oddziaływaniu termicznemu osłony na przylegające do niej powietrze i na czujnik.

Od 12 VI 1994 r. na stacji meteorologicznej Zakładu Meteorologii i Klimatologii SGGW pracują platynowe czujniki rezystancyjne wchodzące w skład automatycznej stacji pomiarowej RC-10 firmy Trax-Elektronik. Jeden z tych czujników rejestruje temperaturę powietrza w standardowej klatce meteorologicznej, drugi wewnątrz firmowej osłony czujnika. Powstała więc możliwość porównania temperatury powietrza zmierzonej identycznymi czujnikami w standardowych warunkach pomiarowych i wewnątrz osłony czujnika.

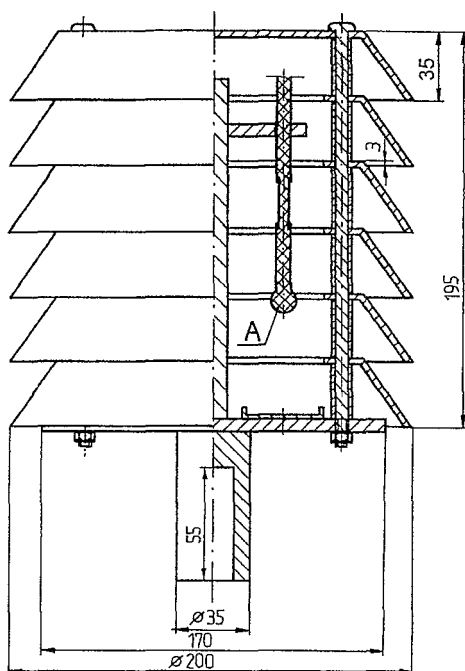
W niniejszym przyczynku przedstawiono wstępne wyniki pierwszego etapu badań, podjętych w celu określenia wpływu termicznego osłony czujnika na dokładność pomiaru temperatury powietrza.

Metoda opracowania

W pierwszym etapie badań uwzględniono w opracowaniu tylko 48 dni z pogodą wyżową występującą w Warszawie od 12 VI do 31 XII 1994 r. Dla każdego z tych dni obliczono trzy średnie dziesięciominutowe temperatury powie-

trza w standardowej klatce meteorologicznej i trzy średnie dziesięciominutowe temperatury powietrza wewnątrz przewiewnej, polakierowanej na biało, metalowej osłony firmy Trax-Elektronik. Budowę tej osłony oraz miejsce umieszczenia w niej czujnika pokazano na rysunku.

Każdą średnią liczono ze stu wartości pomiarowych (pomiar co 6 sekund). Początek dziesięciominutowego okresu, dla którego liczono średnią, odpowiadał kolejno: rannemu, popołudniowemu i wieczornemu terminowi standardowego pomiaru temperatury powietrza termometrem cieczowym, a zatem godzinom 7⁰⁰,



RYSUNEK. Ogólny widok i budowa osłony wchodzącej w skład automatycznej stacji pomiarowej firmy Trax-Elektronik oraz miejsce umieszczenia w niej platynowego czujnika rezystancyjnego (A) do pomiaru temperatury powietrza.

13⁰⁰ i 19⁰⁰ CSE³. Powyższe średnie posłużyły do wyliczenia przeciętnych różnic między temperaturą powietrza w klatce i wewnątrz osłony. Różnice te analizowano oddzielnie dla każdego z trzech okresów uśredniania. Porównanie temperatury powietrza w klatce meteorologicznej i wewnątrz osłony firmy Trax-Elektronik przeprowadzone jedynie na podstawie próbek różnic jest uzasadnione tym, że wyniki pomiarów w obu próbkach stanowią pary przyporządkowanych sobie liczb, odnoszących się do tego samego elementu meteorologicznego w tym samym miejscu i momencie czasu.

W celu wyjaśnienia przyczyn znacznej dyspersji wielkości tych różnic w każdym z rozpatrywanych okresów uśredniania posłużono się analizą regresji i korelacji. W tej części opracowania wykorzystano dane wysokości słońca nad horyzontem (w °) o godz. 7⁰⁰, 13⁰⁰ i 19⁰⁰ CSE w poszczególnych dniach uwzględnionych w opracowaniu.

Wyniki

Zestawione w tabeli 1 miary statystyczne odzwierciedlają indywidualne cechy zmienności średnich dziesięciominutowych różnic między temperaturą powietrza w standardowej klatce meteorologicznej i wewnątrz metalowej osłony firmy Trax-Elektronik, występujących przy pogodzie wyżowej, w poszczególnych porach dnia, reprezentowanych przez dziesięciominutowy okres uśredniania. Próbką pochodząca z ранnego terminu uśredniania wyróżnia się najmniej-

szą dyspersją, niewielką skośnością lewostronną i znaczną stromością rozkładu (tab. 1). Średnia arytmetyczna liczona z całej tej próbki różni się istotnie od zera ($|t| = 12,96 > 2,69$) i od wartości średniej wyznaczonej z próbki pochodzącej z popołudniowego terminu uśredniania ($|t| = 60,43 > 1,99$).

Rozpatrywane średnie różnice temperatury powietrza w popołudniowym terminie ich uśredniania mają największą dyspersję, znaczną skośność lewostronną i silną stromość rozkładu (tab. 1). Średnia arytmetyczna z całej tej próbki istotnie różni się od zera ($|t| = 15,85 > 2,69$) i od średniej z ранnego terminu uśredniania ($|t| = 60,43 > 1,99$). Porównywane próbki pochodzą z terminów uśredniania, w których przy pogodzie wyżowej drewniana klatka meteorologiczna nagrzewa się wolniej od metalowej osłony czujnika. Dlatego występuje znaczne podobieństwo tych rozkładów.

Zdecydowanie odmiennym rozkładem wyróżnia się próbka średnich różnic z wieczornego okresu ich uśredniania, w którym standardowa klatka meteorologiczna oziębia się znacznie wolniej od metalowej osłony czujnika. Próbką ta charakteryzuje się zatem silną skośnością prawostronną i silną stromością rozkładu (tab. 1). Średnia arytmetyczna liczona z całej tej próbki różni się istotnie od zera ($|t| = 4,35 > 2,69$).

O wielkości występującego przy pogodzie wyżowej zróżnicowania temperatury powietrza wewnątrz drewnianej klatki meteorologicznej i metalowej osłony czujników decyduje czynnik solarny, uwzględniony w tym przyczynku jedynie przez kąt wzniesienia Słońca nad hory-

³ Strefowy czas środkowoeuropejski.

TABELA 1. Wybrane charakterystyki statystyczne różnicy między średnią dziesięciominutową temperaturą powietrza w standardowej klatce meteorologicznej i wewnątrz osłony firmy Trax-Elektronik, wyznaczone dla dni z pogodą wyżową w Warszawie 12 VI–31 XII 1994 r.

Miara statystyczna	Okres uśredniania		
	ranny $7^{00}-7^{10}$	popołudniowy $13^{00}-13^{10}$	wieczorny $19^{00}-19^{10}$
Liczebność próbek	48	48	48
Średnia arytmetyczna	-0,66	-1,11	0,26
Mediana	-0,6	-1,05	0,15
Moda	-0,4	-0,7	0
Wariancja	0,12	0,23	0,16
Odchylenie standardowe	0,35	0,48	0,41
Błąd standardowy	0,05	0,07	0,06
Wartość najniższa w próbce	-1,4	-2,3	-0,3
Wartość najwyższa w próbce	0,1	-0,3	1,0
Obszar zmienności w próbce	1,5	2,0	1,3
Skośność rozkładu	-0,14	-0,30	0,54
Skośność standaryzowana	-0,40	-0,84	1,54
Kurtoza	-0,62	-0,59	-1,09
Kurtoza standaryzowana	-0,88	-0,84	-1,54

TABELA 2. Zależność wielkości różnicy między średnią dziesięciominutową temperaturą powietrza w standardowej klatce meteorologicznej i wewnątrz metalowej osłony firmy Trax-Elektronik (y w $^{\circ}\text{C}$) od wysokości Słońca nad horyzontem w pierwszej minucie okresu uśredniania (x_1 w $^{\circ}$) i temperatury powietrza w okresie uśredniania (x_2 w $^{\circ}\text{C}$) dla 48 dni z pogodą wyżową w Warszawie, w okresie 12 VI – 31 XII 1994 r.

Okres uśredniania	Postać równania	r	r^2	R	R^2	S	F obl.
Ranny $7^{00}-7^{10}$	$\hat{y}_i = -0,3036 - 0,0263x_{1i}$	0,6997	0,4895			0,25	44,1157
	$\hat{y}_i = -0,3606 - 0,0239x_{2i}$	0,7039	0,4955			0,25	45,1840
	$\hat{y}_i = -0,3228 - 0,1249x_{1i} - 0,01339x_{2i}$			0,6990	0,4886	0,25	23,4530
Popołudniowy $13^{00}-13^{10}$	$\hat{y}_i = -0,2947 - 0,0182x_{1i}$	0,6234	0,3887			0,38	29,2437
	$\hat{y}_i = -0,6069 - 0,052x_{2i}$	0,5909	0,3492			0,39	24,6804
	$\hat{y}_i = -0,3272 - 0,0158x_{1i} - 0,0038x_{2i}$			0,6022	0,3626	0,38	14,3114
Wieczorny $19^{00}-19^{10}$	$\hat{y}_i = 0,0636 + 0,0280x_{1i}$	0,3807	0,1449			0,38	7,7976
	$\hat{y}_i = -0,0542 + 0,0191x_{2i}$	0,5432	0,2951			0,34	19,2572
	$\hat{y}_i = -0,4994 - 0,0323x_{1i} + 0,0327x_{2i}$			0,5555	0,3086	0,33	11,4873

r i r^2 – współczynniki korelacji i determinacji całkowitej, R i R^2 – adiustowane współczynniki korelacji i determinacji wielokrotnej, S – standardowy błąd estymacji, F – test istotności równania.

TABELA 3. Terminy wschodu i zachodu Słońca (w czasie CSE) oraz wysokości Słońca nad horyzontem w pierwszym i ostatnim dniu z pogodą wyżową w Warszawie 12 VI – 31 XII 1994 r.

Dzień	Wschód Słońca	Wysokość Słońca			Zachód Słońca
		7 ⁰⁰ CSE	13 ⁰⁰ CSE	19 ⁰⁰ CSE	
12 VI	4 ⁰⁴	23,5°	59,5°	12,8°	20 ⁴⁴
3 XII	8 ³⁴	–	14,3°	–	16 ²³

zontem w pierwszej minucie terminu uśredniania. Okazało się, że za pomocą wielkości tego kąta można wyjaśnić 49% zmienności elementów w próbie z ранnego okresu uśredniania, 39% zmienności w próbie z okresu południowego i tylko 14% z wieczornego okresu uśredniania (tab. 2). O słabej sile związku między wielkością rozpatrywanych średnich różnic temperatury z okresu wieczornego a czynnikiem solarnym decyduje niski kąt wzniesienia Słońca w tym terminie oraz znaczna liczba dni, gdy termin ten przy padał już w nocy (tab. 3).

W rozpatrywanych warunkach pogodowych powietrze opływające w godzinach rannych i popołudniowych metalową osłonę czujnika i przemieszczające się przez jej przewiewne wnętrze jest chłodniejsze od osłony, a zatem odbiera część ciepła uzyskiwanego przez nią w wyniku napromienienia. Z kolei w godzinach wieczornych i nocą powietrze stykające się z oziębiającą się wówczas osłoną jest od niej cieplejsze, a zatem oddaje jej część ciepła, zmniejszając tym samym efekt oziębienia radiacyjnego osłony.

⁴Za temperaturę powietrza przyjęto zgodnie z jej definicją, temperaturę w standardowej klatce meteorologicznej.

Rozpatrzono więc związek między wielkością omawianych średniach różnic temperatury powietrza a średnią temperaturą powietrza⁴ w okresie uśredniania, w poszczególnych dniach z pogodą wyżową w Warszawie od 12 VI do 31 XII 1994 r. Z danych zestawionych w tabeli 2 wynika, że rozpatrywana współzależność jest wystarczająco silna, by i tę zmienną objaśniającą zmienność rozpatrywanych różnic uwzględnić w następnym etapie badań.

Podsumowanie

Aż 50% zaobserwowanej zmienności średnich dziesięciminutowych różnic między temperaturą powietrza w standardowej klatce meteorologicznej i wewnątrz metalowej osłony Trax-Elektro nik nie zostało wyjaśnionych warunkami solarnymi i termicznymi w tych dniach. Nie oznacza to jednak, że cały obszar zmienności niewyjaśnionej jest spowodowany wyłącznie innymi elementami i zjawiskami meteorologicznymi, wysokość Słońca nad horyzontem daje bowiem jedynie pierwsze przybliżenie natężenia napromienienia.

Literatura

- CONRAD V., POLLAK W. 1950: *Methods in climatology*. Cambridge.
- DROZDOV O.A. (red.) 1957: *Mietody klimatologiczieskoj obrabotki mietieorologiczieskich nabljudenij*. Gidromieteorolog. Izdat. Lenin grad; 492.
- MARCINIAK K. 1990: *Zarys historii obserwacji meteorologicznych*: 8–31 [w:] Kożuchowski K. (red.): *Materiały do poznania historii klimatu w okresie obserwacji instrumentalnych*. Wydaw. UŁ, Łódź; 452.

Summary

Comparison of the meteorological screen air temperature and the Trax-Elektronik screen air temperature.

The paper presents statistic of the distributions of differences between mean ten minutes air temperature measured inside the meteorological screen and the temperature measured inside (presented in fig. 1) the Trax-Elektronik metal screen (tab. 1). These distributions arise from morning, afternoon and measured times and they concern to the days characterised high pressure type of weat-

her in Warsaw; period between 12th june and 31st december 1995. Regression and corelation analysis made to explain variability of the air temperature.

Authors' address

R. Madany, D. Gołaszewski

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Tomasz ROZBICKI

Zakład Meteorologii i Klimatologii
Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW

Próba oceny wskaźnika wilgotności gruntu pod kątem przydatności do modelowania agrometeorologicznego

Wstęp

Klimatycznymi czynnikami decydującymi o wielkości roślinnej produkcji rolniczej są energia oraz ilość wody dostarczane roślinom. Ilość wody można wyrazić za pomocą sumy opadu atmosferycznego lub wilgotności gleby obrazującą zasoby wodne w górnej strefie aeracji. Ze względu na brak sieci punktów pomiarowych wilgotności gleby, nieregularność pomiarów, a także ich pracochłonność, w hydrologii zaczęto posługiwać się wskaźnikami wilgotności gruntu. Praca niniejsza ma na celu sprawdzenie przydatności wskaźnika obliczonego metodą Lambora oraz wskaźnika używanego przez amerykańską służbę hydrologiczną pod kątem oceny stosunków wilgotnościowych gleby na potrzeby modelowania agrometeorologicznego.

Materiały i metoda

W opracowaniu wykorzystano dane dotyczące wilgotności gruntu oraz opadu atmosferycznego z 1969 roku Rolniczego Zakładu Doświadczalnego w Oborach,

zamieszczone w pracy H. Pawłata (1974). Użytki zielone, na których znajdują się stanowiska pomiarowe, położone są na tarasie zalewowym Wisły, na południowy wschód od Jeziorny. Teren ten tworzy równinę, lekko pochyloną w kierunku północnym. W miejscach leżących nieco dalej od Wisły występują liczne starorzecza. Jest to obszar zlewni rzeki Wilanówki – lewego dopływu Wisły. Zlewnia ograniczona jest od północy wałem przeciwpowodziowym rzeki Jeziorki, od wschodu wałem przeciwpowodziowym Wisły, a od południa i zachodu zlewnią rzeki Małej – prawego dopływu Jeziorki.

Gleba, z której pobierane były próbki do analizy zasobów wodnych, to mada rzeczna brunatna, bardzo ciężka, średnio głęboka wytworzona z gliny ciężkiej na utworach pyłowych, podścielona piaskiem luźnym. Do analizy wybrano stanowisko pod łąkową mieszkanką traw i roślin motylkowych, nie nawożoną, ze stosunkowo niskim poziomem zwierciadła wody gruntowej, wahającym się od 50 cm na początku kwietnia do około 100 cm na początku października. Stosunki

wilgotnościowe w glebie scharakteryzowane są jako procent pełnej pojemności wodnej gleby.

Dane opadowe pochodzą ze stacji meteorologicznej oddalonej o 1200 m od stanowisk pomiarowych wilgotności gleby. Do obliczeń wykorzystano dekadowe sumy opadów, a także wskaźnik opadów uprzednich, charakteryzujący warunki opadowe w okresie bezpośrednio poprzedzającym rozpatrywany dzień. Wskaźnik opadów uprzednich można zdefiniować jako:

$$I = \sum_{i=1}^t a_i \cdot P_i \quad (1)$$

gdzie:

I – wskaźnik opadów uprzednich (wskaźnik wilgotności gruntu),

a_i – współczynnik wagowy zależny od fizycznych i geograficznych charakterystyk zlewni oraz od czasu wystąpienia opadu,

P_i – wysokość opadu atmosferycznego w i -tym dniu,

t – liczba dni w całym okresie poprzedzającym rozpatrywany dzień.

Spośród kilku metod obliczania wskaźnika, w niniejszej pracy zastosowano dwie. W Polsce do obliczeń wskaźnika bardzo często stosuje się formułę zaproponowaną przez Lambora:

$$I_L = \left(\frac{1}{120} \cdot \sum_{i=1}^{15} a_i \cdot \sqrt{P_i} \right)^2 \quad (2)$$

gdzie:

I_L – wskaźnik obliczony metodą Lambora,

a_i – współczynnik wagowy przyjmowany w ten sposób, że dla opadu z dnia bezpośrednio poprzedzającego dzień, w którym obliczamy wskaźnik $a_1 = 15$, dla drugiego dnia $a_2 = 14$ itd. aż do dnia piętnastego $a_{15} = 1$,

P_i – jak we wzorze ogólnym (1).

Drugą, badaną metodą jest metoda stosowana przez Służbę Hydrologiczną Stanów Zjednoczonych. Wskaźnik oblicza się w tym przypadku ze wzoru:

$$I_a = \sum_{i=1}^{30} k^i \cdot P_i \quad (3)$$

gdzie:

I_a – wskaźnik obliczony metodą amerykańską,

k – stały współczynnik przyjmowany zwykle za $k = 0,84$,

P_i – jak we wzorze ogólnym (1),

i – kolejny dzień poprzedzający dzień, dla którego obliczamy wskaźnik.

Podobnie jak w metodzie Lambora, tak i tutaj występuje krzywoliniowy rozkład współczynników a_i . Także w obydwu formułach największy wpływ na wielkość wskaźnika ma opad z dnia bezpośrednio poprzedzającego dzień, dla którego obliczamy wskaźnik.

Licząc od 1 kwietnia, w pierwszym dniu dekady wyznaczana była zawartość wody w glebie (w dwóch poziomach 5–10 cm oraz 15–20 cm), za pomocą wzorów (1) i (2) obliczany był wskaźnik wilgotności gruntu (wskaźnik opadów uprzednich), a także dekadowa suma opadów z dekady bezpośrednio poprzedzającej wybrany dzień. Wielkości te przedstawia tabela 1. Tak obliczone zmienne poddano analizie regresji, w której zmienny-

TABELA 1. Zestawienie wartości zasobów wody glebowej, wskaźników wilgotności gruntu i sum opadów atmosferycznych

Data	w_1	w_2	I_L	I_a	P
1,04	89,5	93,8	0,025	0,94	0,8
11,04	85,0	90,6	0,081	1,70	7,7
21,04	94,4	93,7	1,089	11,32	20,6
2,05	77,7	90,6	0,073	2,14	2,3
10,05	64,8	78,7	0,091	3,21	3,8
20,05	53,1	72,7	0,842	10,76	20,2
1,06	68,1	75,9	0,979	14,00	23,3
10,06	51,7	63,7	0,381	5,72	10,7
20,06	53,4	69,1	0,129	5,97	24,5
1,07	44,5	56,6	0,020	2,21	8,0
10,07	59,1	65,7	1,094	28,82	36,6
19,07	44,2	59,2	0,275	6,85	3,4
30,07	37,2	52,2	0,210	4,89	14,0
9,08	34,1	51,8	0,001	0,70	0,0
20,08	42,1	57,3	1,133	14,60	28,3
1,09	81,2	86,7	3,308	26,97	61,4
10,09	64,5	73,7	0,138	5,81	0,4
20,09	49,6	61,7	0,027	2,13	2,0
1,10	59,9	70,8	0,168	3,32	14,5

w_1 – ilość wody w glebie w warstwie 5–10 cm w procentach pełnej pojemności wodnej,

w_2 – ilość wody w glebie w warstwie 15–20 cm w procentach pełnej pojemności wodnej,

I_L – wskaźnik wilgotności gruntu (wskaźnik opadów uprzednich) obliczony wzorem Lambora (2),

I_a – wskaźnik wilgotności gruntu (wskaźnik opadów uprzednich) obliczony według metody amerykańskiej (3),

P – suma opadu atmosferycznego z dekady poprzedzającej rozważany dzień w mm.

mi zależnymi były stany wilgotności gleby w_1 i w_2 , a zmiennymi niezależnymi suma opadu P, wskaźnik I_L oraz wskaźnik I_a . Po obliczeniach dotyczących stanu uwilgotnienia, w dalszej części pracy podobnej analizie poddano zmiany dekadowe stanu uwilgotnienia gleby. Obliczono różnice zapasów wody z końca dekady i jej początku i analogiczne różnice wartości wskaźników I_L oraz I_a . Te wielkości przedstawia tabela 2.

Wyniki

W tabeli 3 zamieszczono równania regresji liniowej zasobów wodnych gleby względem wskaźników wilgotności

gruntu i opadu, a także ich wybrane charakterystyki statystyczne. Najwyższa wartość współczynnika korelacji występuje w przypadku zależności ze wskaźnikiem Lambora I_L , i to zarówno dla poziomu 5–10 cm, jak i 15–20 cm, ale współczynnik ten jest bardzo niski ($r = 0,283$ i $r = 0,235$). Żadne z uzyskanych równań nie jest istotne nawet na poziomie $\alpha = 0,05$.

W tabeli 4 zestawiono natomiast równania regresji liniowej zmienności zasobów wodnych gleby Δw_1 i Δw_2 względem zmienności wskaźników wilgotności gruntu ΔI_L i ΔI_a oraz opadu. Wszystkie uzyskane równania są istotne na poziomie $\alpha = 0,01$ i oczywiście $\alpha = 0,05$. Najwyższa korelacja ($r = 0,885$

TABELA 2. Zestawienie wartości zmienności zasobów wody glebowej, zmienności wskaźników wilgotności gruntu i sum opadów atmosferycznych

Dekada	Δw_1	Δw_2	ΔI_L	ΔI_a	P
1.04–11.04	–4,5	–3,2	0,056	0,76	7,7
12.04–21.04	9,5	3,1	1,008	9,62	20,6
20.04–2.05	–1,7	–3,1	–1,016	–9,18	2,3
3.05–10.05	–12,9	–11,9	–0,018	1,07	3,8
11.05–20.05	–11,7	–6,0	0,751	7,55	20,2
21.05–1.06	15,3	3,2	0,137	3,24	23,3
2.06–10.06	–16,7	–12,2	–0,598	–8,28	10,7
11.0–20.06	1,7	5,4	–0,252	0,25	24,5
21.06–1.07	–9,0	–12,5	–0,109	–3,76	8,0
2.07–10.07	14,6	9,1	1,074	26,61	36,6
11.07–19.07	–14,9	–6,5	–0,819	–21,97	3,4
20.07–30.07	–6,7	–7,0	–0,065	–1,96	14,0
31.07–9.08	–3,4	–0,4	–0,209	–4,19	0,0
10.08–20.08	8,0	5,5	1,132	13,90	28,3
21.08–1.09	39,1	29,4	2,175	12,37	61,4
2.09–10.09	–16,7	–13,0	–3,170	–21,16	0,4
11.09–20.09	–14,9	–12,0	–0,111	–3,81	2,0
21.09–1.10	10,3	9,1	0,141	1,32	14,5

Δw_1 – dekadowa zmiana ilości wody w glebie w warstwie 5–10 cm w procentach pełnej pojemności wodnej,

Δw_2 – dekadowa zmiana ilości wody w glebie w warstwie 15–20 cm w procentach pełnej pojemności wodnej,

ΔI_L – dekadowa zmiana wskaźnika wilgotności gruntu (wskaźnika opadów uprzednich) obliczonego ze wzoru Lambora (2),

ΔI_a – dekadowa zmiana wskaźnika wilgotności gruntu (wskaźnika opadów uprzednich) obliczonego według metody amerykańskiej (3),

P – dekadowa suma opadu atmosferycznego w mm.

TABELA 3. Zależność wartości zasobów wody glebowej od wskaźników wilgotności gruntu i sum opadów atmosferycznych

Postać równania	r	F	$F\alpha = 0,05$	$F\alpha = 0,01$	S_{YX}
$Y_1 = 57,38 + 6,40 \cdot X_1$	0,283	1,48	4,45	8,40	17,72
$Y_1 = 58,32 + 0,31 \cdot X_2$	0,140	0,34	4,45	8,40	18,29
$Y_1 = 57,99 + 0,19 \cdot X_3$	0,162	0,46	4,45	8,40	18,23
$Y_2 = 69,60 + 4,18 \cdot X_1$	0,235	0,998	4,45	8,40	14,06
$Y_2 = 70,91 + 0,11 \cdot X_2$	0,066	0,074	4,45	8,40	14,44
$Y_2 = 70,30 + 0,10 \cdot X_3$	0,113	0,219	4,45	8,40	14,37

TABELA 4. Zależność zmienności wartości zasobów wody glebowej od zmienności wskaźników wilgotności gruntu i sum opadów atmosferycznych

Postać równania	r	F	$F\alpha = 0,05$	$F\alpha = 0,01$	S_{YX}
$\Delta Y_1 = -1,74 + 9,97 \Delta X_1$	0,728	18,05	4,49	8,53	10,76
$\Delta Y_1 = -1,83 + 0,91 \Delta X_2$	0,709	16,19	4,49	8,53	11,06
$\Delta Y_1 = -15,18 + 0,86 X_3$	0,885	57,70	4,49	8,53	7,31
$\Delta Y_2 = -1,33 + 6,61 \Delta X_1$	0,680	13,73	4,49	8,53	8,17
$\Delta Y_2 = -1,39 + 0,57 \Delta X_2$	0,628	10,42	4,49	8,53	8,67
$\Delta Y_2 = -10,63 + 0,60 X_3$	0,862	46,30	4,49	8,53	5,64

$Y_1 = w_1$; $Y_2 = w_2$; $X_1 = I_L$; $X_2 = I_a$; $X_3 = P$;

$\Delta Y_1 = \Delta w_1$; $\Delta Y_2 = \Delta w_2$; $\Delta X_1 = \Delta I_L$; $\Delta X_2 = \Delta I_a$;

r – współczynnik korelacji prostej,

F – wartość obliczona testu F (istotność równania),

$F\alpha$ – wartość krytyczna testu F na poziomie 5% i 1%.

S_{YX} – błąd standardowy równania w procentach pełnej pojemności wodnej.

i $r = 0,862$) występuje z sumą opadów; dotyczy to obydwu poziomów (5–10 cm i 15–20 cm). Nieco mniejszą korelację uzyskano dla różnic wskaźników ΔI_L oraz ΔI_a , przy czym spośród nich wyższą dla wskaźnika ΔI_L obliczanego metodą Lambora.

Podsumowanie

1. Wskaźniki wilgotności gruntu (wskaźniki opadów uprzednich) oraz suma opadów atmosferycznych słabo obrazują rzeczywisty stan uwilgotnienia przypowierzchniowych warstw gleby w przypadku 10-dniowych interwałów czasowych.

2. Różnice między wskaźnikami na końcu i na początku okresów 10-dniowych, a więc ich dekadowa zmienność, dość dobrze odzwierciedlają dekadową zmienność rzeczywistego stanu uwilgotnienia przypowierzchniowych warstw gleby ($r = 0,628 - 0,728$).

3. Należy sprawdzić relacje wskaźników wilgotności z rzeczywistym

uwilgotnieniem gruntu na glebach lżejszych oraz w innych interwałach czasowych (np. na wartościach dobowych lub pentadowych).

Literatura

- PAWŁAT H. 1974: *Wpływ uwilgotnienia i nawożenia na dynamikę przyrostu, plon i skład florystyczny łąki madowej*. Roczniki Nauk Rolniczych; Seria D- Monografie- Tom 156. PWN, Warszawa 1974.
- WAŚSEK A. 1980: *Zasoby wodne w górnej warstwie strefy aeracji a wskaźnik wilgotności gruntu*. Przegląd Geofizyczny; Rocznik XXV (XXXIII), Zeszyt 1, s: 71–78. PWN, Warszawa-Łódź 1980.

Summary

The test appreciation of soil moisture index from the point of agrometeorological modelling use. The try to appreciate hydrological soil moisture index (anterior precipitation index) from the point of agrometeorological modelling use has been presented in this paper. The elaboration bases on soil moisture (natural) data, rainfall data of Agricultural Experience Division in Obory. Anterior precipitation index (API) has been calculated

by Lambor's formula and US Hydrological Service's one.

The relationship between soil moisture and API, precipitation and also ten day variabilities of these factors have been calculated. Unlike simple factors (soil moisture, API, precipitation) the variability of API, and ten day amount of precipitation represent variability of real soil moisture good.

Author's address

T. Rozbicki

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Josef FÜRST

Instytut Gospodarki Wodnej, Hydrologii i Budownictwa Wodnego Uniwersytetu Rolniczego w Wiedniu

Stefan IGNAR

Katedra Budownictwa Wodnego SGGW

Zastosowanie GIS w Systemach Wspomagania Decyzji gospodarowania zasobami wód gruntowych

Wprowadzenie

Efektywne i racjonalne użytkowanie zasobów wód gruntowych, będących często alternatywą dla ograniczonych lub bardzo zanieczyszczonych zasobów wód powierzchniowych, wymaga podejmowania optymalnych decyzji przy zwiększającej się ilości analizowanych informacji i rosnącej liczbie uwarunkowań oddziałujących na te decyzje. Szczególnie przydatnym narzędziem, stosowanym do wspierania decyzji dotyczących środowiska, związanych z analizą danych przestrzennych, są pakiety programów komputerowych zwane Geograficznymi Systemami Informacyjnymi (GIS). W gospodarowaniu zasobami wód gruntowych zastosowanie techniki komputerowej obejmuje: bazy danych, analizę statystyczną, analizę szeregów czasowych, geostatystykę, modelowanie numeryczne przepływu oraz graficzną prezentację danych i wyników. Ta różnorodność zastosowań i obecnie dostępne częściowe rozwiązania prowadzą do tworzenia modularnego schematu oprogramowania

wspierającego decyzje (Decision Support Systems – DSS), w którym wszystkie wymagane narzędzia są łączone w łatwym w użytkowaniu pakiecie. W niniejszej pracy przedstawiono, na przykładzie badań prowadzonych w Instytucie Gospodarki Wodnej, Hydrologii i Budownictwa Wodnego Uniwersytetu Rolniczego w Wiedniu, zastosowanie GIS w Systemach Wspomagania Decyzji dla gospodarowania zasobami wód gruntowych (Nachtnebel i in. 1993).

Rola Systemów Wspomagania Decyzji w gospodarowaniu zasobami wodnymi

Najczęściej podejmowane działania mające wpływ na reżim wód gruntowych to:

- pobór wody dla zaopatrzenia w wodę ludności, przemysłu i rolnictwa,
- budowle wodne, jak hydroelektrownie, regulacje rzek, zapory i zbiorniki,
- inne budowle oddziałujące na obieg wody w środowisku, jak drogi, auto-

strady, tunele, składowiska odpadów, systemy drenarskie.

Podczas gdy podanie zasad optymalnego rozwiązania gospodarowania wodą w postaci maksymalizacji zysków czy minimalizacji negatywnych wpływów na środowisko z reguły nie sprawia trudności, to sformułowanie szczegółowych strategii postępowania jest znacznie trudniejsze. Zadania do rozwiązania są zwykle niejednoznaczne oraz nie mają wyraźnej struktury z powodu wielości kryteriów i celów. Niepewność danych, subiektywne i socjopolityczne aspekty są dodatkową przyczyną tego, że nie ma jednej obiektywnej drogi znalezienia "najlepszego rozwiązania" (Fedra 1991). Znaczna liczba zmiennych, wynikająca z niezbędnej przestrzennej dyskretyzacji danych wejściowych i zmiennego w czasie stanu systemu, jaki tworzą warstwy wodonośne, jest następnym ograniczeniem uniemożliwiającym bezpośrednie rozwiązanie zadania przy zastosowaniu metod analizy systemowej.

Do rozwiązania takich zadań o słabej strukturze stosowane są Systemy Wspomagania Decyzji. Łączą one wyspecjalizowane modele opisujące poszczególne części analizowanego zadania z bazą danych (Bonczek i in. 1981). Zarządzanie tą bazą jest głównym elementem DSS, a wszystkie funkcje Systemu mają do niej dostęp. Poszukiwanie akceptowalnego rozwiązania jest iteracyjne i polega na tworzeniu możliwych scenariuszy oraz analizowaniu reakcji systemu wód gruntowych na alternatywne decyzje. Użytkowane w ten sposób rozwiązanie nie daje gwarancji "idealnej optymalności", ale jest ono zwykle efektywne i możliwe do

zaakceptowania z zachowaniem przyjętych ograniczeń.

Przykład praktycznego zastosowania DSS

Władze federalne administrujące zasobami wodnymi w Austrii zwróciły się do Instytutu Gospodarki Wodnej, Hydrologii i Budownictwa Wodnego Uniwersytetu Rolniczego w Wiedniu o opracowanie DSS dla gospodarowania zasobami wód gruntowych w regionie Marchfeld przylegającym do Dunaju. Główne elementy planowanej gospodarki wodnej na tym obszarze oddziałujące bezpośrednio na zasoby wód gruntowych to: pobór wody dla celów zaspokojenia potrzeb komunalnych Wiednia, budowa systemu kanałów nawadniających i elektrownie wodne podpiętrzające poziom wody w Dunaju.

Projektowany pakiet DSS miał spełniać następujące zadania:

- zarządzać globalną bazą danych o systemie wód gruntowych z uwzględnieniem
 - danych hydrogeologicznych,
 - topograficznych i geograficznych,
 - szeregów czasowych danych hydrologicznych,
 - tabel obliczonych wyników,
 - informacji tekstowych (ekspertyz i dokumentacji),
- tworzyć i symulować scenariusze możliwych rozwiązań opierając się na numerycznym modelu przepływu wód gruntowych,
- posiadać możliwość obsługi pakietu przez pracowników administracji.

Zgodnie z powyższymi założeniami w Instytucie opracowany został pakiet ARCGW bazujący na programie GIS zwanym ARC/INFO (Fürst i in. 1993). ARC/INFO posłużył do:

- zarządzania bazą danych przestrzennych,
- prostej interpolacji przestrzennej,
- prezentacji i analizy map,
- integracji pakietu z zewnętrznym modelem wód gruntowych,
- przygotowania danych dla numerycznego modelu wód gruntowych,
- opracowania łatwego w użytkowaniu systemu obsługi pakietu.

Najważniejszą częścią opracowanego pakietu DSS jest generowanie i symulowanie scenariuszy użytkowania zasobów wodnych. Do obliczeń symulacyjnych zastosowano dwuwymiarowy numeryczny schemat różnic skończonych. Model ten jest zintegrowany z DSS przez tzw. preprocesor i postprocesor (Fürst 1992). Preprocesor służy do interaktywnego projektowania siatki obliczeniowej modelu, określania granic obszaru na podstawie dostępnych w GIS map i automatycznej interpolacji parametrów warstwy wodonośnej.

Postprocesor transformuje wyjście z modelu i przesyła wybrane wyniki do bazy danych dla dalszej analizy i prezentacji. W ten sposób wyniki obliczeń modelowych mogą być porównywane z innymi informacjami w bazie danych.

Wnioski

Geograficzny System Informacyjny GIS dzięki swojej funkcjonalności stanowi istotny element Systemów Wspierania

Decyzji. Jeżeli architektura GIS jest opracowana w sposób otwarty, system taki jest znacznie bardziej efektywny od innych metod stosowanych w DSS.

GIS oparty na systemie rastrowym baz danych przestrzennych jest obciążony wadą polegającą na niemożności zwiększania rozdzielczości siatki obliczeniowej w trakcie wykonywania kolejnych obliczeń, ale umożliwia znacznie szybsze obliczenia, co jest ważne dla modelowania przepływu wód gruntowych.

Możliwość programowania w języku wewnętrznym GIS lub przynajmniej możliwość bezpośredniego dostępu do bazy danych jest istotna dla efektywnych aplikacji interakcyjnych programów obliczeniowych. Techniki importu danych z baz zewnętrznych często nie dawały zadowalających wyników. Trójwymiarowe bazy danych przestrzennych były w niedostatecznym stopniu opisywane w GIS. Dotyczyło to szczególnie granic i linii załomu w cyfrowych modelach terenu.

Wysoki stopień modularności pakietu znacznie upraszcza i przyspiesza obliczenia, zwłaszcza dla przypadków, gdy tylko część GIS jest wykorzystywana.

Literatura

- BONCZEK R. H., HOLSAPPLE C. W., WHINSTON A. B. 1981: *Foundations of Decision Support Systems*. Academic Press, New York.
- FEDRA K. 1991: *A computer based approach to environmental impact assesment*. IIASA Research Report RR-91-13, Laxenburg, Austria.
- FÜRST J. 1992: *Integration of GIS into Decision Support Systems for Management of Groud Water. Education and Society*. Information Processing 92. Vol. II, Elsevier.
- FÜRST J., GIRSTMAIR G., NACHTNEBEL H. P. 1993: *Application of GIS in Decision Sup-*

port System for groundwater management.
HydroGIS 93. IAHS Publ. 211.

NACHTNEBEL H. P., FÜRST J., HOLZMANN
H. 1993: *Application of Geographical Infor-
mation Systems to support groundwater mo-
delling.* HydroGIS 93, IAHS Publ. 211.

Summary

Application of GIS in Decision Support Systems for groundwater management. Based on the experiences from case study, this paper describes the application of GIS in Decision Support System (DSS) for groundwater resources management. The most essential contributions of GIS to DSS are: spatial database management, spatial

data analysis and display. Some disadvantages are also presented.

Authors' address

J. Fürst

Institute for Water Management,
Hydrology and Hydraulic Engineering
Universität für Bodenkultur
Nussdorfer Lände 11
A-1190 Wien, Austria

S. Ignar

Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Analiza porównawcza jawnych wzorów dla współczynnika liniowych strat hydraulicznych

Określenie przedmiotu opracowania

Podstawowymi zależnościami hydraulicznego obliczania ustalonych turbulentnych przepływów ciśnieniowych w chropowatych kołowych przewodach rurowych są wzory:

- Darcy-Weisbacha

$$h = \left(\sum \zeta_i + \lambda \frac{l}{d} \right) \frac{8Q^2}{\Pi^2 g d^4} \quad (1)$$

- Colebrooka-White'a

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left(\frac{2,51}{\text{Re} \sqrt{\lambda}} + \frac{\varepsilon}{3,71} \right) \quad (2)$$

- wzór określający liczbę Reynoldsa

$$\text{Re} = \frac{4Q}{\pi d v} \quad (3)$$

- wzór określający chropowatość względną przewodu

$$\varepsilon = \frac{k}{d} \quad (4)$$

gdzie:

h – straty hydrauliczne,

λ – współczynnik liniowych strat hydraulicznych,

ζ_i – współczynniki lokalnych strat hydraulicznych, wg PN-76/M-34034,

k – chropowatość bezwzględna wewnętrznych ścian przewodu, wg PN-76/M-34034,

v – kinematyczny współczynnik lepkości płynu,

Q – objętościowe natężenie przepływu,

d, l – średnica i długość rurociągu.

Na podstawie przytoczonych równań można rozwiązywać trzy typy zadań hydraulicznego obliczania przewodów. W szczególności wyznaczaniu może podlegać h , Q lub d , gdy dane są w każdym przypadku pozostałe wielkości. Ze względu na uwikłaną formę wzoru (3) względem λ , rozwiązywanie każdego ze sformułowanych zadań wywołuje znaczne utrudnienia i jest wysoce czasochłonne.

Współczynnik liniowych strat hydraulicznych

Od początku XX w. współczynnik ten był przedmiotem licznych badań ekspe-

rymentalnych. W związku z tym w literaturze przedmiotu istnieje duża ilość różnorodnych wzorów empirycznych. Na II Międzynarodowym Kongresie Zaopatrzenia w Wodę w Paryżu w 1952 roku Lamont (1952, 1954) przedstawił analizę porównawczą licznych wzorów, w wyniku której uznano, że wzór Colebrooka-White'a (1938/39) jest najbardziej zgodny z wynikami pomiarów eksperymentalnych. W związku z tym narodowe komitety normalizacyjne licznych państw wprowadziły ten wzór do swoich norm jako obowiązujący. Polski Komitet Normalizacyjny w 1964 roku wprowadził wzór Colebrooka-White'a do PN-76/M-34034.

Wzór Colebrooka-White'a (1937) jest wzorem aproksymacyjnym, który w szczególnym przypadku dla $\varepsilon \rightarrow 0$ przyjmuje postać wzoru Prandtla-Karmana, natomiast dla Re przyjmujących duże wartości przyjmuje postać wzoru Prandtla-Nikuradsego. Graficznie wzór (2) jest przedstawiany wg PN-76/M-34034 na tzw. wykresie Moody (1944). Na podkreślenie zasługuje to, że Altszul przedstawił (1958) teoretyczne uzasadnienie wzoru Colebrooka-White'a.

Metody graficzne rozwiązywania zadań

W przypadku długich rurociągów, tzn. gdy $\Sigma \zeta$ jest małe w stosunku do $\lambda l/d$, przez odpowiednie połączenie wzorów (1) do (4) oraz przeprowadzając odpowiednie algebraiczne przekształcenia, można utworzyć (Grabarczyk, Szymaszek 1973) trzy bezwymiarowe grupy wyrazowe:

$$X = 2g \frac{h}{j} \frac{k^3}{v^2} \quad (5)$$

$$Y = \frac{4Q}{\pi d v} \quad (6)$$

oraz zależność (4), występujące w równaniu

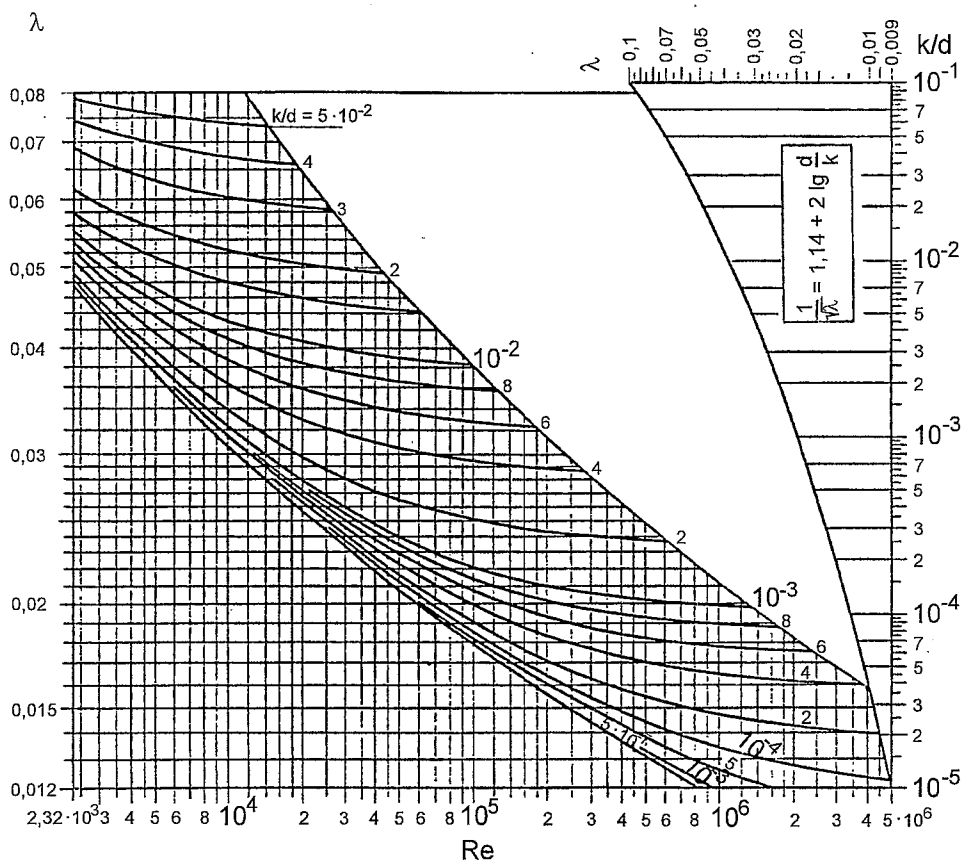
$$Y = -2 \frac{X^{1/2}}{\varepsilon^{5/2}} \lg \left(\frac{2,51 \varepsilon^{3/2}}{X^{1/2}} + \frac{\varepsilon}{3,71} \right) \quad (7)$$

Traktując ε jako parametr, przyjmujący wartości w odpowiednim przedziale zmienności, można wyznaczyć wykresy zależności X i Y . Można zauważyć, że skalując logarytmicznie osie współrzędnych, wykresy staną się równoległymi liniami prostymi (rys. 2). Mając do dyspozycji ten wykres (rys. 2) oraz wykorzystując zależności (4), (5) i (6), w elementarny sposób uzyskuje się rozwiązania każdego z trzech typów zadań dla rurociągów długich.

W związku z tym można zauważyć, że przedstawiona metoda charakteryzuje się następującymi zaletami:

- Jest to metoda, która pozwala rozwiązywać wszystkie trzy rodzaje zadań obliczeniowych z zastosowaniem wspólnego wykresu (rys. 2), dzięki temu, że występujące w równaniu (7) wyrażenia bezwymiarowe (4), (5) i (6) obejmują wielkość poszukiwaną tylko w jednym typie zadania;
- Podstawowe równanie (7) metody jest równaniem wielkości bezwymiarowych;
- Metoda ta może być stosowana dla dowolnych cieczy w dowolnej temperaturze oraz dla dowolnych chropowatości rur, bez żadnych ograni-

$$\frac{1}{\lambda} = -2 \lg \left(\frac{2,51}{\text{Re} \sqrt{\lambda}} + \frac{k}{3,71 d} \right)$$



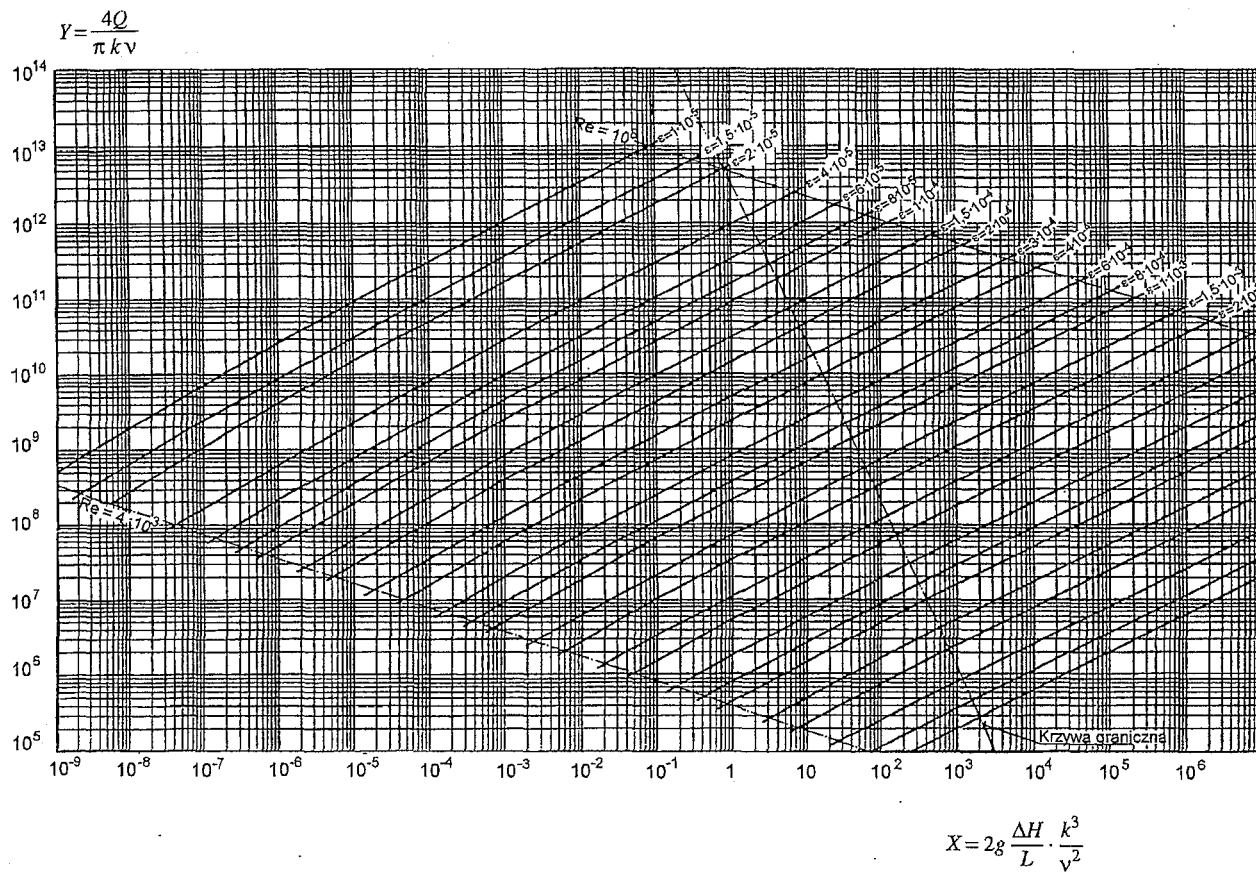
RYSUNEK 1. Wykres Moody

czeń dla ν oraz dla k , w przeciwieństwie do metody przedstawionej przez Waldena i Sawickiego (1968), wymagającej odrębnych nomogramów dla różnych wartości k i ν ;

- Ze względu na to, że wykresy są równoległymi liniami prostymi (rys. 2) metoda jest bardzo dogodna do realizacji obliczeń z zastosowaniem metody graficznej.

Natomiast do wad metody należy zaliczyć to, że:

- Jest mało stabilna ze względu na ϵ , gdyż małe zmiany wartości tej wielkości powodują znaczne zmiany wielkości poszukiwanych;
- Stosowanie metody do obliczeń komputerowych, np. dużych sieci wodociągowych, dla wszystkich rodzajów zadań obliczeniowych pojedynczych



RYSUNEK 2. Wykres metody graficzno-analitycznej

przewodów wymaga również (podobnie jak dla wzoru Colebrooka-White'a) stosowania postępowania iteracyjnego, co znacznie wydłuża czas obliczeń.

Ze względu na ostatnią uwagę, uzasadnione jest szerokie zainteresowanie poszukiwaniem jawnych wzorów dla współczynnika λ , dobrze aproksymujących zależność funkcyjną Colebrooka-White'a (2).

Przegląd jawnych wzorów dla współczynnika λ

Przegląd ten obejmuje wybór kilku nowszych wzorów aproksymacyjnych, które ze względu na ich dokładność zasługują na szczególną uwagę. Wyborem objęto także kilka starszych wzorów ze względu na ich upowszechnienie. Celem uwzględnienia tych wzorów w przeglądzie i analizie porównawczej jest wykazanie, że wzory te charakteryzują się stosunkowo niską dokładnością. Niektóre z wzorów objętych przeglądem zostały przekształcone w taki sposób, aby wyeksponować podobieństwa w budowie, które jak się okaże pozostają w pewnym związku z ich dokładnością. Są to następujące wzory:

Zigranga-Sylvestra (1982):

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left\{ \frac{\varepsilon}{3,7} - \frac{5,02}{Re} \lg \left[\frac{\varepsilon}{3,7} - \frac{5,02}{Re} \lg \left(\frac{\varepsilon}{3,7} + \frac{13}{Re} \right) \right] \right\} \quad \frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -1,8 \lg \left(\frac{7}{Re} + \frac{\varepsilon}{10} \right) \quad (16)$$

(8)

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left[\frac{\varepsilon}{3,7} - \frac{5,02}{Re} \lg \left(\frac{\varepsilon}{3,7} + \frac{13}{Re} \right) \right]$$

Phama (1979):

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left[\frac{\varepsilon}{3,7} - \frac{4,52}{Re} \lg \left(\frac{7}{Re} + \frac{\varepsilon}{7} \right) \right] \quad (10)$$

Chena (1985):

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left[\frac{\varepsilon}{3,7} - \frac{5,04}{Re} \lg \left(\frac{5,85}{Re^{0,9}} + \frac{\varepsilon^{1,11}}{2,83} \right) \right] \quad (11)$$

Haalanda (1983):

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -1,8 \lg \left(\frac{6,9}{Re} + \frac{\varepsilon^{1,11}}{4,27} \right) \quad (12)$$

Jaina (1976):

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left(\frac{5,72}{Re^{0,9}} + \frac{\varepsilon}{3,71} \right) \quad (13)$$

Waldena (1954, 1961, 1968):

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left(\frac{6,1}{Re^{0,915}} + \frac{\varepsilon}{3,73} \right) \quad (14)$$

Guido di Ricco (1963), Colebrooka (1938/39), Chirchilla (1973):

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left(\frac{5,76}{Re^{0,9}} + \frac{\varepsilon}{3,71} \right) \quad (15)$$

Wzory (logarytmiczny i wykładniczy) Altszula (1, 3):

$$(9) \quad \lambda = 0,11 \left(\frac{68}{Re} + \varepsilon \right)^{1/4} \quad (17)$$

Godne podkreślenia i zwrócenia uwagi są podobieństwa i różnice budowy wymienionych wzorów.

Ilościowa analiza porównawcza wybranych 10 wzorów jawnych (8) do (17) zostanie przeprowadzona przez obliczenie błędów względnych, zdefiniowanych wzorem

$$\delta = \frac{\lambda_2 - \lambda_i}{\lambda_2} \cdot 100 \quad (18)$$

gdzie:

λ_2 – wartości liczbowe obliczone komputerowo dla wybranych wartości Re i ε ze wzoru Colebrooka-White'a (2), z zastosowaniem dowolnej metody wyznaczania rzeczywistych pierwiastków algebraicznych równań przestępnych;

λ_i – wartości liczbowe obliczone komputerowo dla tych samych wartości Re i ε z odpowiedniego wzoru jawnego, spośród wzorów (8) do (17).

Obliczenia wartości współczynnika λ , z wcześniej wymienionych wzorów, zostały przeprowadzone dla wybranych wartości wielkości ε i Re w tzw. strefie przejściowej (rys. 1 i tab. 1*).

W tabeli 2, dla wszystkich ocenianych wzorów jawnych od (8) do (17), w kolumnach 2 do 6 przedstawiono uśrednione wartości obliczonych wartości błędu względnego δ dla poszczególnych wartości ε , natomiast w kolumnie 7 dla poszczególnych równań przedstawiono maksymalną wartość spośród błędów uśrednionych.

*Dziękuję Panu mgr. inż. Arturowi Kanclerzowi za wykonanie obliczeń komputerowych.

TABELA 1. Wartości Re i ε , dla których wykonano obliczenia wartości λ i δ dla wybranych 10 wzorów jawnych

ε	Re					
	$4 \cdot 10^3$	10^4	10^5	10^6	10^7	10^8
$5 \cdot 10^{-2}$	+	+				
10^{-2}	+	+	+			
10^{-3}	+	+	+	+		
10^{-4}	+	+	+	+	+	
10^{-5}	+	+	+	+	+	+

W tabeli 3, dla równań (8–17) i dla poszczególnych wartości ε , w kolumnach 2 do 6 przedstawiono wartości maksymalnych błędów δ , natomiast w kolumnie 7 przedstawiono maksymalne wartości, spośród wymienionych, czyli są to wartości błędów względnych maksimum maksimum dla całej strefy przejściowej.

Ocena wzorów

Analizując wyniki obliczeń, przedstawione w tabelach 2 i 3, można stwierdzić, że:

- Wzór (8) Zigranga-Sylvestra z bardzo wysokim stopniem dokładności, do 0,1%, aproksymuje wyniki uzyskiwane ze wzoru (2) Colebrooka-White'a;
- Wszystkie wzory o bardziej rozwiniętej budowie, tzn. od (8) do (11), charakteryzują się dużą dokładnością, poniżej 1%, w przeciwieństwie do pozostałych wzorów, których budowa jest bardziej uproszczona;
- Dokładność drugiego wzoru Zigranga-Sylvestra (9) obniża się w miarę spadku chropowatości względnej rurociągu;
- Na drugim miejscu pod względem dokładności aproksymacji plasuje się wzór Phama (10);

TABELA 2. Średnie wartości δ (w %) dla wybranych wartości ε

Nr równania	ε					$\delta_{\text{śr max}}$
	$5 \cdot 10^{-2}$	10^{-2}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	
1	2	3	4	5	6	7
8	-0,10	-0,1	0,0	+0,1	+0,1	+0,1
9	-0,05	+0,05	-0,1	-0,24	-0,35	-0,35
10	-0,25	-0,1	+0,1	+0,1	+0,1	-0,25
11	-0,10	-0,2	-0,15	+0,1	-0,06	-0,2
12	-0,75	-0,16	+0,15	0,0	-0,15	-0,75
13	-2,40	-1,9	-0,9	-0,46	-0,25	-2,4
14	-1,70	-0,8	+0,025	+1,2	+1,5	-1,7
15	-2,50	-2,0	-1,0	-0,7	-0,47	-2,5
16	+16,0	+6,6	+0,8	-0,5	-3,0	+16,0
17	+27,0	+8,7	+0,9	+2,7	+10,4	+27,0

TABELA 3. Maksymalne wartości δ (w %) dla wybranych wartości ε

Nr równania	ε					$\delta_{\text{max max}}$
	$5 \cdot 10^{-2}$	10^{-2}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	
1	2	3	4	5	6	7
8	+0,1	+0,1	+0,1	+0,1	+0,1	+0,1
9	+0,1	+0,2	+0,3	-0,7	-0,9	-0,9
10	-0,3	-0,1	+0,3	+0,3	+0,3	+0,3
11	-0,1	-0,3	-0,4	-0,3	+0,3	-0,4
12	-1,0	-0,4	+0,9	-1,2	-1,3	-1,3
13	-3,1	-3,0	-1,8	-1,5	-1,5	-3,1
14	-2,3	-1,4	+0,5	+2,7	+2,7	+2,7
15	-3,2	-3,2	-2,0	-1,8	-1,9	-3,2
16	+16,8	+9,1	+2,2	-2,4	-8,4	+16,8
17	+27,1	+9,2	+1,8	+8,1	+23,2	+27,1

- Nieznacznie niższą dokładnością charakteryzuje się kolejny wzór Chena (11), jednak występujące w nim wykładniki potęgowe obniżają jego zalety, ze względu na wydłużanie czasu obliczeń komputerowych dużych wielopięścieniowych sieci wodociągowych;
- Na uwagę zasługuje najstarszy (15) spośród jawnych wzorów aproksymacyjnych, ogłoszony w piśmiennictwie – jak się wydaje – niezależnie

przez trzech autorów, którego dokładność jest większa od 1%, ale niezbyt dużo;

- W piśmiennictwie państw Europy Wschodniej oraz b. Związku Radzieckiego szczególnie rozpowszechnione są wzory Altszula (16) i (17), które charakteryzują się mniejszą dokładnością, tym mniejszą – im większa jest chropowatość ścian rurociągów, czyli rurociągów z dłuższym czasem eksploatacji.

Wnioski

1. Biorąc pod uwagę przedstawioną ocenę, można stwierdzić, że spośród analizowanych wzorów jawnych, wzór Zigranga-Sylvestra (8) oraz wzór Phama (10) zasługują na szczególne preferencje jako wzory charakteryzujące się bardzo dużą dokładnością aproksymacji wzoru Colebrooka-White'a (2).

2. Preferowane wzory szczególnie są przydatne do przyspieszania komputerowych obliczeń wielopięścieniowych sieci wodociągowych, z zastosowaniem iteracyjnych metod wyrównywania naporów hydraulicznych (Szymaczek 1973). Do obliczeń sieci wodociągowych, z zastosowaniem iteracyjnych metod wyrównywania przepływów (Szymaczek 1973), może być wykorzystywane równanie (7), którego budowa jest jawna względem natężenia przepływu Q .

3. Należy zauważyć, że preferowane wzory nie upraszczają komputerowego obliczania zadań trzeciego typu, tzn. kiedy wyznaczana jest średnica d , gdy zadane są wszystkie pozostałe wielkości, wtedy konieczne jest zastosowanie dowolnej iteracyjnej metody do wyznaczenia pierwiastka ε z równania (7).

Literatura

- ALTSZUL A. D. 1951: *O zakone soprotivlenija truboprovodov*. Dokłady AN SSSR. vol. 76; nr 6.
- ALTSZUL A. D. 1958: *K vyvodu formuty Kolbruka (O profile skorostej i soprotivlenija pri turbulentnom teczenii v techniczeskich truboprovodach)*. Izv. AN SSSR, OTN, nr 8, 122–125.
- ALTSZUL A. D. 1970, 1982: *Gidravliczeskie soprotivlenija*. Moskva Niedra.
- COLEBROOK C. F. 1938/39: *Turbulent flow in pipes with particular reference to the transition region between the smooth and rough pipe laws*. J. of the Institution of Civil Engineers. Vol. 11; 133–156.
- COLEBROOK C. F., WHITE C. M. 1937: *Experiments with fluid friction factor in roughened pipes*. Proceedings of the Royal Society. Ser. A. vol. 161; nr A 903; 367–381.
- CHEN N. H. 1979: *An explicit equation for friction factor in pipes*. Industrial and Engineering Chemistry Fundamentals. Vol. 18; No 3; 296–297.
- CHEN J. J. J. 1984: *A simple explicit formula for the estimation of pipe friction factor*. Proceedings of the Institution of Civil Engineers. vol. 77, Part 2, Mar; 49–55.
- CHEN J. J. J. 1985: *Systematic explicit solutions of the Prandtl and Colebrook-White equations for pipe flow*. Proceedings of the Institution of Civil Engineers. vol. 79, Part 2, June, 383–389.
- CHURCHILL S. W. 1973: *Empirical expression for the shear stress in turbulent flow in commercial pipe*. American Institution of Chemical Engineers J. Vol. 19, 1973, nr 2; 375–376.
- CHURCHILL S. W. 1977: *Friction-factor equation spans all fluid-flow regimes*. Chemical Engineering. Vol. 84; nr 24; 91–92.
- GRABARCZYK C., SZYMASZEK E. 1973: *Podstawowe typy zadań hydraulicznego obliczania przewodów*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna. Vol. nr 2, 52–56.
- GRABARCZYK C., SZYMASZEK E. 1973: *Kryteria rozstrzygające strefę przepływu w rurociągach*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna. Vol. 47, nr 3; 86–89.
- HAALAND S. E. 1983: *Simple and explicit formulas for the friction factor in turbulent pipe flow*. J. of Fluids Engineering. vol. 105, March; 89–90.
- JAIN A. K. 1976: *Accurate explicit equation for friction factor*. J. of the Hydraulic Division. Vol. 102; nr 5; 674–677.
- LAMONT P. A. 1952: *British National Report on formula for pipeline calculations*. 2-nd International Water Supply Congress. Paris.
- LAMONT P. A. 1954: *A review of pipe friction data and formula, with a proposed set exponential formulae based on the theory of roughness*. Proceedings of the Institution of

- Civil Engineers. Vol. 3. Part III, April; 248–275.
- LAMONT P. A. 1969: *The choice of pipe flow laws for practical use*. Water and Water Engineering. January; 9–19.
- MOODY L. F. 1944: *Friction factor for pipe flow*. Transaction of the ASME, vol. 66, 671–684.
- PHAM Q. T. 1979: *Explicit equations for the solution of turbulent pipe-flow problems*. Transaction of the Institution of Chemical Engineers. Vol. 57, 281–283.
- PN-76/M-34034. Rurociagi. Zasady obliczania strat ciśnienia.
- RICCO GUIDO di 1963: *Sull'impegno della formula Colebrook White per il moto uniforme turbulento*. L'Energia Elettrica. nr 12; 929–933.
- SZYMASZEK B. 1973: *Analiza porównawcza i opracowanie algorytmów hydraulicznego obliczania wielopierścieniowych sieci wodociągowych z zastosowaniem e.m.c.* Rozprawa doktorska, promotor – doc. dr hab. inż. Czesław Grabarczyk. Politechnika Poznańska.
- ZIGRANG D. J., SYLVESTER N. D. 1982: *Explicit approximations to the solution of Colebrook's friction factor equation*. The American Institute of Chemical Engineers Journal. Vol. 28, Nr 3, 514–515.
- WALDEN H. 1954: *Nowe wzory do obliczeń gazociągów dalekosiężnych*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna. nr 3.
- WALDEN H. 1961: *Współczynnik oporów hydraulicznych w gazociągach dalekosiężnych*. Rozprawy Inżynierskie. Vol. 9, nr 3, 445–453.
- WALDEN H., SAWICKI W. 1968: *Tablice i nomogramy do obliczania strat ciśnienia w przewodach wodociągowych*. Warszawa, Arkady.

Summary

The comparative analysis of explicit formulas for the friction factor in turbulent pipe flow. The article aims at presenting a selection of explicit formulas for the friction factor in turbulent pipe flow and developing their evaluation based on numerical comparative analysis. Ten chosen approximation formulas (8) – (17) were selected for the review.

The relative error δ , defined by the formula (18), was assumed for the evaluation of the correctness of these formulas results as compared to the results of the formula Colebrook-White (2). The results of the computer calculations of the $\delta_{\max}$ value were shown in table 3. Formulas (8) and (10) can be defined as very accurate.

Author's address

Cz. Grabarczyk

Warsaw Agricultural University

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Zygmunt MATYJASIK, Henryk PAWŁAT

Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW
Katedra Przyrodniczych Podstaw Melioracji SGGW

Możliwości wykorzystania utworów hydrogenicznych z modernizowanego Zalewu Skierniewickiego

Wstęp

Zalew Skierniewicki położony jest w dolinie rzeki Łupii, w południowej części miasta Skierniewice (rys. 1). Przy normalnym poziomie piętrzenia powierzchnia Zalewu wynosi 17,6 ha, a jego pojemność 265 tys. m³ (Biernat i Sekuła 1993).

Po 25 latach eksploatacji Zalewu Urząd Miasta Skierniewice zamierza go zmodernizować. Obecnie analizowany jest kompleksowy program przystosowania Zalewu do potrzeb rekreacji, sportów wodnych, rybactwa i wędkarstwa oraz program częściowy – tylko dla rybactwa i wędkarstwa. Przystosowanie Zalewu do programu kompleksowego wymagać będzie nowego ukształtowania i pogłębienia czaszy oraz uformowania brzegów na potrzeby zagospodarowania i lokalizacji. Można rozpatrywać pogłębienie czaszy do określonej rzędnej bądź całkowite usunięcie występujących utworów hydrogenicznych. Przystosowując natomiast Zalew do programu częściowego, zakres robót można ograniczyć do usunięcia warstwy namulów, których miąż-

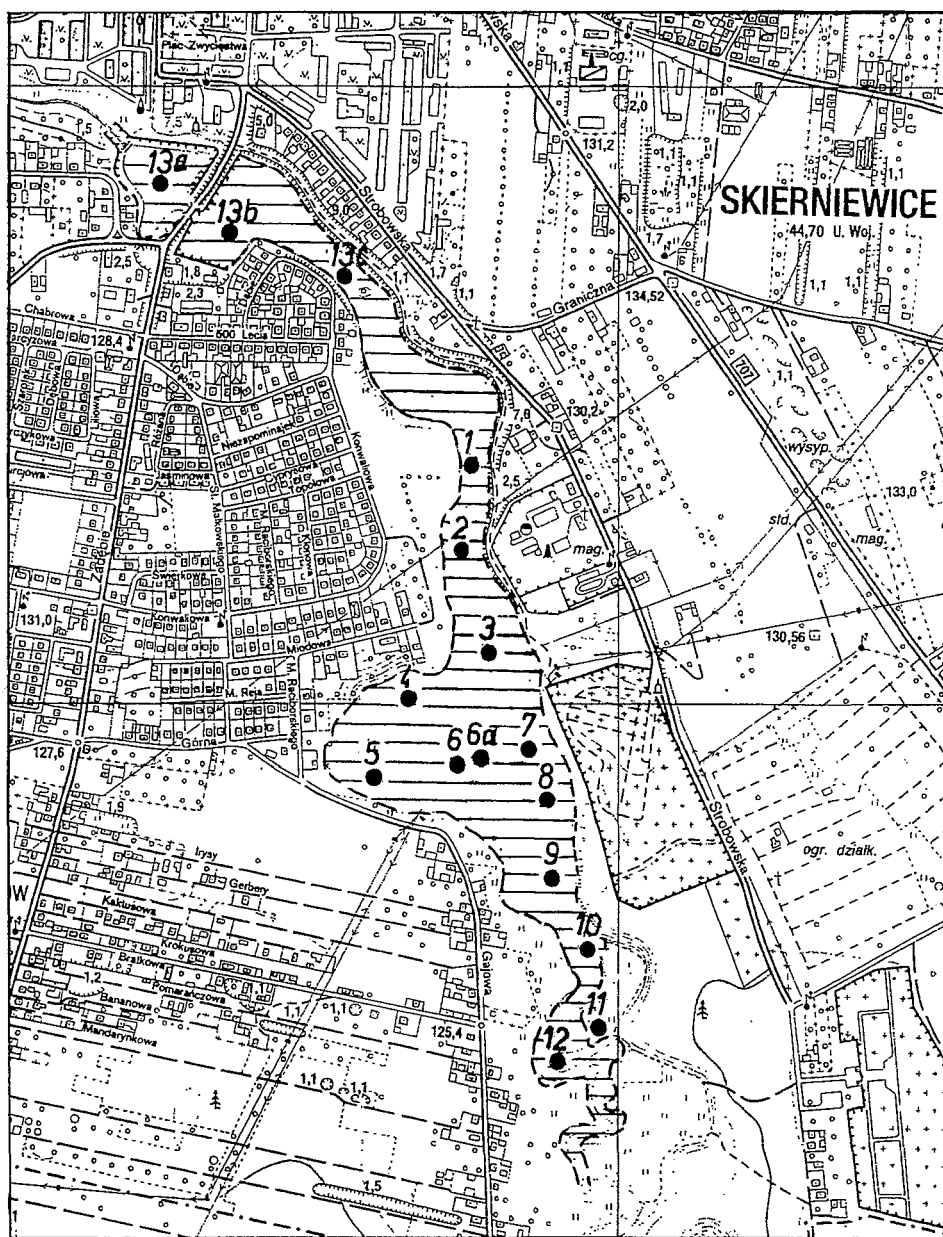
szość waha się 0,1–0,5 m, bądź też do pogłębienia Zalewu do określonej rzędnej.

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań, dotyczących możliwości wykorzystania zalegających w czaszy Zalewu utworów hydrogenicznych dla rolnictwa, ogrodnictwa i rekultywacji terenów zdegradowanych.

Zakres i metodyka badań

W celu udokumentowania i oceny utworów zalegających w czaszy Zalewu w lutym 1995 r. wykonano 12 otworów rozpoznawczych (rys. 1). W każdym z nich określono rodzaj i głębokość zalegania utworów (tab. 1). W dolnej części czaszy Zalewu pobrano także 3 próby osadów dennych (Dąbkowski i in. 1995).

Badaniami laboratoryjnymi objęto 27 pobranych prób, w których oznaczono: odczyn (pH) metodą potencjometryczną, zawartość substancji organicznej metodą wagową przez prażenie w 550°C, azot ogólny (N) metodą Kiejdahla, kwasowość hydrolityczną (H) i sumę zasad wymiennych (S) metodą Kappena, określa-



RYSUNEK. Plan sytuacyjny Zalewu Skierniewickiego

 – czasza Zalewu • 1 – otwór rozpoznawczy

TABELA 1. Zawartość substancji organicznej i azotu ogólnego oraz pH, kwasowość hydrolityczna, suma zasad i pojemność kompleksu sorpcyjnego w próbach utworów z czaszy Zalewu Skierniewickiego

Nr profi- lu	Głębokość [m]	Rodzaj utworu	pH [H ₂ O]	Substancja organiczna [%]	Azot ogólny [%]	meq/100 g gleby		
						kwasowość hydrolityczna H	suma zasad S	pojemność kompleksu sorpcyjnego T = H + S
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	0,0–0,5	mała rz. próchniczna	6,4	8,30	0,36	4,6	21,3	25,9
	0,5–1,4	mała rz. próchniczna	6,4	8,24	0,31	4,2	20,9	25,1
	> 1,4	piasek luźny						
2	0,0–0,5	gleba mułowa	6,3	21,23	0,67	6,7	21,2	27,9
	0,5–1,0	utwór murszowaty	6,5	12,29	0,41	4,2	20,8	25,0
	> 1,0	piasek luźny						
3	0,0–0,5	gleba mułowa	6,4	11,90	0,42	4,3	21,6	25,9
	0,5–1,3	utwór murszowaty	6,4	14,75	0,39	5,4	23,8	29,2
	1,3–1,8	mała rz. próchniczna	6,6	9,22	0,34	3,8	20,7	24,5
	> 1,8	piasek luźny						
4	0,0–1,0	mała rz. próchniczna	6,9	5,40	0,26	1,6	21,7	23,3
	1,0–1,8	mała rz. próchniczna	6,9	7,78	0,28	2,1	23,7	25,8
	1,8–2,5	piasek zamulony	6,3	2,76	0,11	2,4	8,0	10,4
	> 2,5	piasek luźny						
5	0,0–1,2	torf drzewny zamulony	6,0	57,04	2,10	13,4	41,3	54,7
	1,2–1,5	mała rz. próchniczna	5,9	7,94	0,28	5,8	20,6	26,4
	> 1,5	piasek luźny						
6	0,0–0,5	gleba murszowata	6,7	18,08	0,57	3,8	23,5	27,3
	> 1,5	piasek pylasty						
6a	0,0–0,5	gleba mułowo-torfowa	6,9	38,25	1,23	3,5	28,2	31,7
	> 0,5	piasek pylasty						

cd. tabeli 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9
7	0,0–0,8	gleba murszowata	6,4	14,19	0,48	5,2	22,3	27,5
	0,8–1,7	torf zamulony	6,5	48,28	1,62	8,7	37,5	46,2
	1,7–2,7	torf zamulony	6,8	62,02	2,14	11,2	48,7	59,9
	> 2,7	piasek luźny						
8	0,0–0,8	mada rz. próchniczna	6,5	4,54	0,18	3,6	12,7	16,3
	> 0,8	piasek luźny						
9	0,0–0,3	gleba murszowata	6,3	15,00	0,57	5,8	20,6	26,4
	0,3–1,0	mursz torfowy	5,9	37,42	1,24	18,7	21,7	40,4
	1,0–1,8	utwór mułowy	6,0	26,03	0,86	15,2	12,7	27,9
	> 1,8	piasek luźny						
10	0,0–0,4	gleba murszowata	6,8	14,89	0,52	3,4	21,8	25,2
	0,4–0,8	mada rz. próchniczna	5,9	5,39	0,21	9,2	11,3	20,5
	> 0,8	piasek luźny						
11	0,0–0,4	mada rz. próchniczna	5,9	6,06	0,23	5,3	22,8	28,1
	0,4–0,8	mada rz. próchniczna	5,9	6,09	0,21	7,7	21,2	28,9
	> 0,8	piasek luźny						
12	0,0–0,8	mada rz. próchniczna	6,6	5,60	0,18	2,4	22,7	25,1
	> 0,8	piasek luźny						
13	0,0–0,3	osad denny (śr. z 3 prób – 13a, 13b i 13c)	6,6	11,46	0,48	3,0	23,7	26,7

jąc przy tym pojemność kompleksu sorpcyjnego (T).

W pięciu próbach reprezentujących poszczególne utwory gruntowe oznaczono zawartość następujących makroskładników: fosfor (P) – metodą kolorymetryczną z molibdenianem amonu, potas (K) i wapń (Ca) – fotopłomieniowo, magnez (Mg) – metodą absorpcji atomowej (ASA). W próbkach tych oznaczono także 5 podstawowych metali ciężkich, takich jak: ołów (Pb), kadm (Cd), miedź (Cu), cynk (Zn) i kobalt (Co), również metodą absorpcji atomowej (ASA).

W czterech próbach torfowych wykonano charakterystyczne dla tego typu utworów oznaczenia: popielność (100 – substancja organiczna), maksymalną pojemność wodną metodą lejków Büchnera, stopień rozkładu i skład botaniczny metodą mikroskopową. Na podstawie składu botanicznego określono rodzaj i gatunek torfu.

Rodzaje i charakterystyka utworów zalegających czaszę Zalewu

Z badań terenowych i laboratoryjnych podanych w tabelach 1–3 wynika, że czaszę Zalewu wypełniają utwory pochodzenia hydrogenicznego (Kuźnicki i in. 1989). W połowie badanych stanowisk występują mady rzeczne próchniczne, zawierające 4,5–9,2% substancji organicznej (profil 1, 4, 8, 10, 11, 12). Gleby i utwory murszowate wypełniają całkowicie profil 6, a ponadto występują w profilach 2, 3, 5, 7, 9 i 10 z innymi utworami. Zawierają one 11,9–18,1% substancji organicznej. Utwory mułowe i torfo-

we o zawartości 21,2–62,0% substancji organicznej zajmują środkową część czaszy (profil 2, 5, 6a, 7, 9). W dolnej części czaszy, na podłożu piaszczystym, zalega warstwa osadów o miąższości do 0,5 m, zawierająca 11% substancji organicznej. Wymienione 3 rodzaje utworów zalegają na piasku luźnym i pylistym. Odczyn ich waha się 5,9–6,9 pH.

Zawartość azotu ogólnego jest również bardzo zróżnicowana, głównie w zależności od zawartości substancji organicznej. W miarę wzrostu ilości substancji organicznej wzrasta zawartość azotu. W madach próchnicznych zawartość azotu wynosi 0,18–0,36%, w utworach murszowatych 0,41–0,58%, a w utworach mułowych i torfowych 0,67–2,14%. Związek zawartości azotu z ilością substancji organicznej wskazuje na występowanie azotu w formach organicznych, niedostępnych dla roślin.

Kwasowość hydrolityczna badanych utworów jest stosunkowo niska i dla mad próchnicznych oraz utworów murszowatych waha się 1,6–9,2 meq/100 g gleby. W utworach mułowych i torfowych jest nieco wyższa – 11,2–18,7 meq/100 g gleby.

Suma zasad wymiennych jest znacznie wyższa od kwasowości hydrolitycznej, co świadczy o wypełnieniu kompleksu sorpcyjnego badanych utworów głównie przez kationy zasadowe, a nie wodorowe.

Suma zasad mad próchnicznych, utworów murszowych i mułowych wynosi 11,3–23,8 meq/100 g gleby, a dla torfów 37,5–48,7.

TABELA 2. Zawartość P, K, Ca i Mg oraz metali ciężkich w wybranych próbach utworów Zalewu Skierniewickiego

Numer profilu	Głębokość [m]	% s.m.				mg/kg s.m. (ppm)				
		P	K	Ca	Mg	Pb	Cd	Cu	Zn	Co
3	0,5 – 1,3	0,38	0,08	0,14	0,09	6,8	0,86	6,7	14,4	4,3
4	1,0 – 1,8	0,15	0,09	0,40	0,17	8,4	0,50	8,8	20,2	5,7
7	1,7 – 2,7	0,45	0,04	0,47	0,22	12,8	1,92	31,8	27,0	9,6
9	0,3 – 1,0	0,26	0,06	0,30	0,12	11,0	1,12	9,3	20,4	5,8
13 ^a	0,0 – 0,3	0,45	0,10	0,35	0,23	17,6	1,92	11,4	45,6	9,4

a – Osad denny (średnia próba z profilów 13a, 13b i 13c).

TABELA 3. Charakterystyka wybranych właściwości utworów torfowych z Zalewu Skierniewickiego

Nr profilu	Głębokość [m]	Popiel- ność [% s.m.]	Maksy- malna pojemność wodna [% do s.m.]	Stopień rozkładu [%]	Skład botaniczny [%]	Rodzaj i gatunek torfu
5	0,2 – 1,2	42,96	310	55	olcha 50 wierzba 20 trzcina pospolita 25 turzyce 5	niski, drzewny (olchowy) zamulony
7	0,8 – 1,7	51,72	305	60	wierzba 70 olcha 15 trzcina pospolita 10 turzyce 5	niski, drzewny (łozowy) zamulony
	1,7 – 2,7	37,98	310	60	wierzba 65 olcha 20 trzcina pospolita 10, turzyce 5	niski, drzewny (łozowy) zamulony
9	0,3 – 1,0	62,58	160	mursz torfowy > 60	z torfu turzycowo- drzewnego	mursz torfowy z torfu niskiego turzycowo- drzewnego, zamulony

Pojemność kompleksu sorpcyjnego (T) stanowi sumę kwasowości hydrolitycznej (H) i sumy zasad wymiennych (S) ($H + S = T$). Badane utwory mają stosunkowo wysoką pojemność kompleksu sorpcyjnego, w granicach 20–30 meq/100 g

gleby. Jedynie utwory torfowe charakteryzują się prawie dwukrotnie większą pojemnością kompleksu sorpcyjnego, tj. w granicach 40,4 (mursz torfowy) – 59,9 meq/100 g gleby (torf zamulony). Wielkość kompleksu sorpcyjnego świadczy o

możliwościach sorpcji składników odżywczych, które mogą być łatwo wykorzystane przez rośliny.

Osad denny pobrany z czaszy Zalewu zawiera około 0,5% azotu, a pojemność jego kompleksu sorpcyjnego wynosi 26,7 meq/100 g gleby. Dla porównania: próba piasku zamulonego pobrana w profilu 4 wykazuje zawartość substancji organicznej poniżej 3%, azotu 0,11% i tylko 10,4 meq/100 g pojemności sorpcyjnej. Wynika stąd wyraźnie, że o żyzności i możliwościach sorpcyjnych, oprócz składu granulometrycznego, decyduje ilość substancji organicznej zawartej w utworze.

Zawartość fosforu w badanych próbach jest dość zróżnicowana, najmniejsza w madzie (0,15%), nieco wyższa w murszu torfowym (0,26%), następnie w utworze murszowatym (0,38%) i najwyższa w torfie zamulonym i osadzie dennym (0,45%). Zawartość potasu waha się od 0,04% w torfie do 0,1% w osadzie dennym. Stosunkowo niska jest zawartość wapnia – od 0,14% w utworze murszowatym do 0,47% w torfie zamulonym. Zawartość magnezu mieści się w granicach normalnych dla tego typu utworów i wynosi od 0,09% w utworze murszowatym do 0,23% w osadzie dennym.

Zawartość oznaczonych metali ciężkich nie wskazuje na zanieczyszczenie nimi badanych utworów glebowych. Wszystkie bowiem występują w ilościach naturalnych dla tego typu utworów i nie stanowią żadnego zagrożenia dla roślin uprawnych.

Popielność wszystkich badanych torfów przekracza, i to bardzo znacznie, górny limit popielności dla torfu rolniczego, wynoszący 25% s.m. Najniższą popiel-

ność (ok. 38%) wykazuje torf w spągu profilu 7, a następnie torf z warstwy wierzchniej profilu 5. Popielność pozostałych prób przekracza 50%. Ze względu na wysoką popielność utwory te posiadają niską pojemność wodną, tj. ok. 300%, a mursz torfowy z profilu 9 tylko 160%. W normie torfu rolniczego maksymalna pojemność wodna nie powinna być niższa niż 500%.

Stopień rozkładu badanych torfów jest bardzo wysoki (55–65%). W murszu torfowym już nie można było oznaczyć stopnia rozkładu, przekraczał on 60%.

Torf z profilu 5 zbudowany jest z olchy (50%) z domieszką wierzby (20%), trzciny pospolitej (25%) i turzyc (5%). Jest to torf niski, drzewny (olchowy), silnie rozłożony i zamulony. Torf z profilu 7 buduje wierzba (65–70%) z domieszką olchy (15–20%), trzciny pospolitej (10%) i turzyc (5%). Jest to torf niski drzewny (łozowy), zamulony, o wysokim stopniu rozkładu. W profilu 9 występuje mursz torfowy wytworzony z torfu niskiego turzycowego-drzewnego o wysokim stopniu zamulenia.

Ocena przydatności i możliwości wykorzystania badanych utworów

Utwory występujące na badanym odcinku rzeki Łupii stanowią żyzny materiał organiczno-mineralny, który po wyeksploatowaniu dna czaszy Zalewu można wykorzystać w bardzo szerokim zakresie. Ze względu na mozaikowate występowanie mad próchnicznych z utworami murszowatymi eksploatacja ich powinna być łączona. Natomiast

utwory mułowe i torfowe (rejon profilów 5, 6a, 7 i 9) należy eksploatować i składować oddzielnie.

Mady próchniczne zmieszane z utworami murszowatymi mogą stanowić materiał humusowy o zawartości substancji organicznej ponad 10% i stosunkowo wysokich możliwościach sorpcyjnych w stosunku do składników nawozowych. Materiał taki można wykorzystać do pokrycia składowisk śmieci, hałd odpadów paleniskowych (popiołów), wypełniania wyrobisk po eksploatacji żwiru i gliny oraz użyźniania biologicznie nieczynnych gleb wokół budowli komunalnych i przemysłowych. Utwory te wykorzystywać można także do humusowania terenów bezpośrednio przyległych do Zalewu, szczególnie od jego zachodniej strony.

Utwory mułowe i torfowe, choć nie spełniają warunków normy torfu rolniczego, jednak ze względu na wysoką zawartość substancji organicznej (średnio ok. 50%) stanowią cenny materiał do wykorzystania w stopniu bardziej efektywnym. W mieszanice z innymi komponentami, takimi jak: kora drzewna, trociny czy nawet węgiel brunatny, wykorzystać je można do produkcji podłoży w szkółkarstwie ogrodniczym i leśnym, do podłoży upraw warzywnych w tunelach foliowych, a nawet w szklarniach, do okrywy podłoży pieczarek i podłoży do produkcji rozsad warzywnych. Mogą one być stosowane także jako materiał powierzchniowo-użyźniający przy zakładaniu zieleni miejskiej.

Utwory mułowe i torfowe po wydobyciu powinny być składowane na hał-

dach przez okres kilku miesięcy (najlepiej przez zimę) w najbliższym rejonie Zalewu w celu odsączenia nadmiernej ilości wody oraz dotlenienia niektórych związków organicznych i mineralnych zawartych w tych utworach.

Osad denny z czaszy Zalewu stanowi również żyzny materiał. Nadaje się do użyźniania gleb, szczególnie piaszczystych.

Biorąc pod uwagę głębokość zalegania utworów organiczno-mineralnych przedstawionych w archiwalnej dokumentacji geologicznej (Bernat 1967; Załuski 1994) i identyfikację tych utworów w przeprowadzonych badaniach, objętość utworów hydrogenicznych ocenić można na ok. 240 tys. m³, w tym: mad próchnicznych z namułami na ok. 104 tys. m³, utworów murszowatych wymieszanych z madami próchnicznymi i namułami na ok. 95 tys. m³ i utworów mułowo-torfowych na ok. 41 tys. m³.

Wnioski

1. Czaszę Zalewu Skierniewickiego wypełniają mady rzeczne próchniczne oraz utwory murszowate, mułowo-torfowe i namuły dennie. Występują one na piasku luźnym i piasku pylastym.

2. Występujące utwory hydrogeniczne stanowią nieskażony metalami ciężkimi potencjalnie żyzny materiał, o odczynie lekko kwaśnym i obojętnym.

3. Mady rzeczne, utwory murszowate i namuły dennie można wykorzystywać jako materiał o znacznej zawartości substancji organicznej do pokrycia wysypisk

śmieci, odpadów paleniskowych, rekultywacji wyrobisk po eksploatacji żwiru i gliny oraz biologicznie nieczynnych gleb.

4. Utwory mułowo-torfowe należy wykorzystać bardziej efektywnie. Mogą one być podstawowym składnikiem do produkcji podłoży w szkółkarstwie ogrodniczym i leśnym, w produkcji warzyw pod osłonami i w zieleni miejskiej.

5. Ze względu na mozaikowate występowanie mad rzecznych z utworami murszowatymi należy je eksploatować i składować łącznie. Oddzielnie natomiast utwory mułowo-torfowe.

Literatura

- BERNAT J. 1967: *Dokumentacja torfowisk Balcerów*. CBS i PWM, Warszawa (maszynopis).
- BIERNAT W., SEKUŁA S. 1993: *Operat wodno-prawny na piętrzenie i pobór wody dla potrzeb Zalewu Skierniewickiego*. Urząd Miejski Skierniewice (maszynopis).
- DĄBKOWSKI Sz. L., JĘDRYKA G., MATYJASIK Z., PAWŁAT H. 1995: *Badania i ocena możliwości wykorzystania utworów organiczno-mineralnych w czasie Zalewu Skierniewickiego*. Biuro Konsultacyjne Inżynieria Środowiska, Warszawa (maszynopis).
- KUŹNICKI F. i in. 1989: *Systematyka gleb Polski*. Roczniki Gleboznawcze. T. XL, nr 3/4.
- ZAŁUSKI A. 1994: *Rozpoznanie zalegania osadów organicznych w dnie Zalewu Skierniewickiego*. Biuro Usług Geologicznych "Geotechnika", Łowicz (maszynopis).

Summary

Utilization possibility of hydrogenic soils from reconstructed Skierniewice Reservoir. Skierniewice Reservoir, after 25 years of using will be reconstructed for recreational, water sports, fish farming and fishing needs. Its bowl will be deepen.

In this work results concerning occurrence and properties of hydrogenic soils covering the bowl of the reservoir have been presented. Its usefulness for agriculture and recultivation of degraded areas has been found.

Authors' address

Z. Matyjasik, H. Pawłat
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Wymywanie składników chemicznych z gleb użytków rolnych do wód gruntowych

Wstęp

Poziom migracji składników pokarmowych z gleb do wód gruntowych jest jednym z ważniejszych wskaźników oceny równowagi ekosystemów. Określa jednocześnie wpływ działalności antropogenicznej na jakość wód podziemnych (Hallberg 1986). Istnieje wiele metod oceny i badań wymywania składników chemicznych z gleby do wód gruntowych. Większość z nich dotyczy wymywania potencjalnego, a nie rzeczywistego dla warunków polowych (Gee i in. 1991).

W niniejszej pracy przedstawiono przegląd literatury dotyczącej ważniejszych czynników wpływających na wymywanie składników chemicznych z gleb użytków rolnych do wód gruntowych i metod badań.

Przemieszczanie wody i składników chemicznych do wód gruntowych

Procesy przepływu wody i związków chemicznych w glebach są bardzo złożone. Dotychczasowe opracowania w większości dotyczą badań w warunkach

laboratoryjnych. Teorie w tym zakresie są mało precyzyjne dla warunków polowych (Feyen i in. 1995).

Ogólnie ujmując – podstawowym warunkiem przemieszczania składników pokarmowych w strefie nienasyconej gleby do wód gruntowych jest występowanie ich w formie rozpuszczalnej oraz ruch wody w dół. Aby taki ruch nastąpił, opady muszą przekroczyć ewapotranspirację, odpływ powierzchniowy i podpowierzchniowy oraz pojemność wodną gleby. W zależności od różnicy pomiędzy połową pojemnością wodną a aktualną zawartością wody w glebie możemy różnić generalnie dwa typy ruchu wody w glebie i związane z nim przemieszczanie się składników chemicznych: wymywanie i kapilarne podnoszenie.

Wymywanie składników chemicznych występuje wówczas, kiedy zawartość wody w glebie jest wyższa niż jej pojemność polowa, a nadmiar jej przepływa do niższego poziomu gleby. Woda ta pozostaje w nim przez pewien krótki czas, podczas którego następuje zrównoważenie potencjałów i stężenia jonów wody opadowej z wodą glebową. Stopień zrównoważenia zależy od czasu

przebywania wody z opadu w poszczególnych warstwach gleby, a co z kolei w dużym stopniu zależne jest od wielkości porów i kanałów, przez które przepływa woda, jak i ilości wody. Przemieszczanie się wody na drodze grawitacyjnej ustaje, z chwilą gdy aktualna wilgotność gleby osiągnie wartość polowej pojemności wodnej. Dalsze przemieszczanie się wody i składników zachodzi na drodze kapilarnej. Głębokość, na jaką występuje przemieszczanie się wody i rozpuszczonych w niej składników chemicznych, zależy od wielkości i intensywności opadu oraz zdolności retencyjnych gleby. Gleby lekkie są w stanie zatrzymać około 80 mm wody w metrowej warstwie, natomiast zwięzłe gleby ilaste i pylaste nawet powyżej 200 mm wody (MAFF 1993).

W warunkach kiedy ewapotranspiracja przewyższa opady atmosferyczne, występuje kapilarny ruch wody i składników chemicznych ku górze. Wysokość podnoszenia spowodowana jest porowatością gleby, siłą ssącą roślin i głębokością korzenienia się roślin.

Normalnie uprawiana gleba z reguły jest układem heterogenicznym, w którym oprócz przepływu kapilarnego we wszystkich kierunkach, zgodnie z różnicą ciśnień, zachodzi grawitacyjny przepływ wody przez makropory, szczeliny, spękania oraz kanały bytowania zwierząt i otwory po obumarłych roślinach. Czynniki te stymulują migrację składników chemicznych do głębszych warstw gleby.

Zabiegi uprawowe, takie jak orka, oraz czynniki klimatyczne, jak zamarzanie, rozmarzanie, okresy suszy – sprzyjają tworzeniu się układu heterogenicznego

gleby, a zatem grawitacyjnemu przepływowi wody. Wtedy woda opadowa przepływa do niższych poziomów, nie nasycając polowej pojemności wodnej warstw górnych (Kosmas i in. 1991; Bortlink 1993). Jest to szczególnie widoczne, gdy po okresie suszy następuje intensywny opad burzowy.

Booltink i Bouma (1991) stwierdzili, że w glebie zwięzłej 52% wody przepływa przez duże przestwory, kanały i szczeliny. Najczęściej ocenia się, że w większości gleb tą drogą do głębszych poziomów przepływa 20%–50% wody z opadu (Jabro i in. 1991).

Wpływ agrotechniki na wymywanie składników

Wszystkie zabiegi agrotechniczne działające na zmianę właściwości fizycznych gleby, procesów fizykochemicznych oraz biologicznych (Knight i in. 1992) pośrednio wpływają także na gospodarkę wodną gleby i przemieszczanie się wody w profilu glebowym, uwalnianie się i przemieszczanie składników pokarmowych. Uprawiane rośliny ze względu na właściwości fizjologiczne, potrzeby pokarmowe i wymagania agrotechniczne w znacznym stopniu oddziałują na powyższe procesy.

W badaniach nad wymywaniem składników ze strefy korzeniowej roślin najczęściej prac poświęcono azotanom z uwagi na powszechność ich występowania, łatwość przemieszczania w glebie, szkodliwy wpływ na jakość wód pitnych i przyjęte (WHO i EWG) dopuszczalne zawartości w wodzie pitnej ok. 50 mg/l (Duynisveld i in. 1988). Ze względu na mniejszą szkodli-

wość i znacznie mniejsze wymywanie mniej badań prowadzi się nad innymi składnikami pokarmowymi.

W procesach wymywania składników chemicznych największy wpływ mają czynniki atmosferyczne. Decydują one zarówno o przemieszczaniu się wody w glebie, jak również o tempie mineralizacji substancji organicznych i wzroście roślin. W występowaniu wymywania krytyczny jest okres jesienno-zimowy, kiedy to opady przekraczają ewapotranspirację. Uprawa roślin ozimych oraz poplonów ozimych, zwiększających ewapotranspirację i pobieranie składników, znacznie redukuje wymywanie (Torstensson 1993). Oprócz ogólnej ilości opadów decydującym czynnikiem jest ich rozkład i intensywność, szczególnie po okresie suszy, kiedy to rośliny są w stresie lub opady wystąpią po zbiorze roślin, a przepływająca woda łatwo wypłukuje nie pobrane składniki (Webster i Dowdell 1984).

Płytsha i mniej intensywna uprawa, zmniejszająca areację roli, przyczynia się do obniżenia mineralizacji i zmniejsza wymywanie składników (Herzog i Konrad 1992). Eliminacja orek i wykonywanie siewów bezpośrednich istotnie obniża wymywanie azotanów w porównaniu z siewami konwencjonalnymi (Colbourne 1985; Levanon i in. 1993). Pozostawienie pola bez roślin pobierających wodę i składniki pokarmowe, szczególnie po przedplonach, które pozostawiają duże ilości bogatej w azot substancji organicznej i wystąpieniu warunków do jej szybkiej mineralizacji, przyczynia się do wymywania znacznych ilości azotanów. Zjawisko to jest powszechne przy zaory-

waniu roślin motylkowych, wieloletnich i użytków przemiennych (Cameron i Wild 1984), a także w czasie ich przesiewania i odnawiania (Geron i in. 1993).

W celu ograniczenia wymywania składników zaleca się opóźnienie uprawy do późnej jesieni lub nawet do wiosny i wysiew roślin pobierających duże ilości składników, szczególnie azotu (Unwin 1988). Przy wcześniejszym zbiorze roślin przedplonowych i wysiewie roślin jarych późniejszego siewu pożądana jest uprawa poplonów "catch crops", które redukują ruch wody i składników w głąb profilu glebowego (Jaggard i Armstrong 1993; Shepherd i May 1993). Bilans składników i substancji organicznej należy sporządzić nie w układzie: przedplon – roślina następcza, ale dla całej rotacji płodozmianu (Watson i in. 1993, 1994).

Cechy fizjologiczne i wymagania agrotechniczne roślin odgrywają ważną rolę w ich przydatności do uprawy na terenach zasilania wód podziemnych. Trawy pobierające duże ilości wody i składników pokarmowych obniżają ryzyko zanieczyszczenia wód (MAFF 1993). Ponadto zwarty system korzeniowy ogranicza areację gleby, co sprzyja akumulacji azotu w glebie, a także denitryfikacji. Ryzyko to może jednak wystąpić na intensywnie nawożonych użytkach zielonych (Pawłat 1991; Watts i in. 1991). Ważny jest nie tylko poziom nawożenia, ale także jego sposób i użytkowanie. Nawet przy wysokim, lecz podzielonym na mniejsze dawki nawożeniu mineralnym można ograniczyć wymywanie. Stosowanie nawozów słabiej rozpuszczalnych ogranicza także ryzyko szybkiego przemieszczania się składników poza zasięg systemu korzeniowego, jedno-

cześnie zapewnia roślinom dostęp do składników przez dłuższy okres.

Rośliny okopowe, zwykle intensywnie nawożone i uprawiane na oborniku, powodują znaczne wymywanie składników. Stosowanie nierozłożonego, słomianatego obornika, rozkładającego się intensywnie po zbiorze roślin, nasila to zjawisko. Uwalniane składniki w okresie jesienno-zimowym wymywane są w znacznych ilościach poza zasięg systemu korzeniowego. Dotyczy to szczególnie azotu, zwłaszcza na glebach lekkich. Ponadto rośliny okopowe pozostawiają szybko rozkładające się pozostałości, a przy ich wykopywaniu wierzchnia warstwa gleby jest intensywnie napowietrzana. Stosowanie przekompostowanego obornika i uprawa odmian o dłuższym okresie wegetacji, zbieranych później, i wcześniejszy wysiew roślin jarych mogą ograniczyć zjawisko wymywania. Przy wcześniejszym zbiorze należy uprawiać rośliny ozime lub wysiewać poplony.

Ozime rośliny zbożowe pobierające wodę i składniki pokarmowe w okresie największego zagrożenia wymywaniem znacznie lepiej chronią przed zanieczyszczeniem w porównaniu do zbóż jarych, szczególnie późniejszego siewu (Cameron i Wild 1984).

Metody badań przemieszczania się składników chemicznych w glebie

Aby ocenić ilość składników chemicznych migrujących z gleby, należy dokonać pomiaru ilości wody odpływającej i koncentracji w niej składników chemicznych. Generalnie można wyróżnić trzy

metody badań nad wymywaniem składników (Grimme 1984):

- **Badanie rozmieszczenia składników w profilu glebowym przez wykonanie odwiertów i ekstrakcje rozpuszczalnych składników przez wytrząsanie lub odwirowywanie próbek gleby.** Metoda ta jest szczególnie przydatna w warunkach głębokiego zalegania wód gruntowych. Wykonując takie wiercenia w cykliczny sposób, co kilka lat, możemy prześledzić przemieszczanie się składników w profilu glebowym w czasie (Foster i in. 1986). Wykonywanie odwiertów na głębokość 1–2 m jest stosunkowo łatwe i powszechnie stosowane. Obejmuje jednak strefę fluktuacji i nie jest dokładnym wskaźnikiem przemieszczania się składników poza zasięg systemu korzeniowego roślin, gdyż niektóre rośliny uprawne przy wystąpieniu kapilarnego podnoszenia mogą pobierać wodę ze znacznie głębszych poziomów. Głębokie wiercenia wymagają kosztownego sprzętu. Przy tej metodzie bardzo pomocna jest znajomość historii pola, gdyż pozwala wyjaśnić również tempo przemieszczania się składników w strefie nienasyconej.

- **Badania lizymetryczne powszechnie stosowane do oceny gospodarki wodnej roślin** (Łabędzki 1989), gospodarki pokarmowej (Smoroń 1983; Ruszkowska i Warchołowska 1988) oraz wymywania składników (Smoroń 1989; Ruszkowska i in. 1989; Pawłat i in. 1990; Pawłat 1991).

Badania lizymetryczne są najbardziej odpowiednią metodą w przypadku gleb lekkich, mniej gleb zwięzłych (Unwin 1988). Oddzielnym zagadnieniem jest

wielkość lizymetrów i sposób pobierania monolitów glebowych bądź formowania profilów glebowych. Trawy są bardziej dogodne do badań lizymetrycznych. W przypadku roślin polowych wymagane są większe i głębsze lizymetry, a więc bardziej kosztowne. Przy dużych lizymetrach profile glebowe formowane są najczęściej przez umieszczanie gleby warstwa po warstwie, co znacznie zmienia warunki przepływu wody w porównaniu do profilu nienaruszonego (Bergström 1987). W naruszonym profilu glebowym zmieniają się procesy glebowe i warunki wzrostu roślin, co również wpływa na uzyskane wyniki i możliwości odniesienia ich do warunków naturalnych. W badaniach lizymetrycznych mierzona jest cała woda przepływająca, natomiast w warunkach polowych woda ta może być zmagazynowana w podglebiu i pobrana przez rośliny w okresach niedoborów wody (Jansson i Thoms 1986).

• **Pobieranie prób roztworu glebowego przy użyciu sączek ssących.** Najczęściej stosuje się sączki ceramiczne, chociaż używa się także wykonane z tlenku glinu, spiekane szkła, nylonu, PCV, teflonu i perforowanej stali (Smith i Carsel 1986). Istotą tej metody jest to, że poprzez porowate sączki w wyniku użytego podciśnienia zasysana jest woda glebowa. Przepływ wody w profilu glebowym oznacza się na podstawie bilansu wodnego (Herzog i Konrad 1992). Podstawy tej metody zostały opisane już na początku XX w. (Briggs i McCall 1904). Cały zestaw do poboru próbek składa się z trzech części: sączka ssącego, butli i pojemnika ssącego. Zaletą tej metody jest prosta instalacja i niewielkie naruszenie

profilu glebowego. Istnieje wiele sposobów instalowania (Litaor 1988). Najłatwiej jest umieścić sączek w otwór wywiercony w profilu glebowym o podobnym przekroju. W celu zapewnienia dobrego kontaktu sączka z glebą stosuje się uszczelnianie różnym materiałem (Barbee i Braun 1986). Przed umieszczeniem nowego sączka zaleca się przepłukanie go w rozcieńczonym kwasie (Litaor 1988). Jest to zalecane szczególnie w przypadku oznaczania mikroelementów (Creasey i Dreiss 1988).

Przy interpretacji uzyskanych wyników należy uwzględnić i ocenić metodami statystycznymi zmienność właściwości fizykochemicznych badanego poletka, obszaru i badanej głębokości. Najbardziej reprezentatywne wyniki uzyskuje się w glebach drobnoziarnistych, homogenicznych (Grossmann i Udluft 1991). Na glebach heterogenicznych woda pobierana jest głównie z większych porów (Bottcher i in. 1984). Aby tego uniknąć należy używać mniejszego podciśnienia i pobierać małe próbki w krótkich odstępach czasu. Na glebach o dobrej strukturze, gdzie po opadach woda przepływa głównie poprzez makropory, wyniki różnią się znacznie od wyników uzyskanych przy użyciu płytek ssących (Barbee i Braun 1986). Różnice te dotyczą również składu chemicznego pobranej próbki. Na skład chemiczny pobieranych próbek wpływają również procesy sorpcji i precypitacji niektórych związków chemicznych na powierzchni sączka (Hansen i Harris 1975) oraz pH i rodzaj sączka (Grossmann i Udluft 1991). Przy ocenie rzeczywistego wymywania istotnym zagadnieniem jest uwzględnienie wzrostu korzeni w dół przy ustalaniu głębokości

umieszczania sączków w glebie i pobieraniu próbek wody. W początkowym okresie wzrostu roślin próbki wody można pobierać z płytszych poziomów, w miarę wzrostu korzeni zaś należy zwiększać głębokość umieszczania sączków (Addiscott i Darby 1991).

W ostatnich latach rozwój technik komputerowych w coraz większym stopniu umożliwia opracowanie modeli pozwalających symulować wielkość odcieków i ilość składników wymywanych ze strefy korzeniowej roślin. Dokładność uzyskanych tą drogą wyników zależy od wartości danych użytych do modelu i złożoności samego modelu (Boesten i in. 1991; Feddes i in. 1988).

Wnioski

1. Wymywanie składników chemicznych z gleb użytków rolnych do wód gruntowych zależy głównie od ilości i rozkładu opadów atmosferycznych, ewapotranspiracji, zdolności retencyjnej gleby, występowania w niej makroporów, szczelin, spękań i kanałów.

2. Na przemieszczanie się składników chemicznych z wodą w głąb profilu glebowego bardzo duży wpływ ma stosowana agrotechnika. Do obniżania się migracji biogenów przyczynia się płytsza i mniej intensywna uprawa roli, stosowanie nawozów mniej rozpuszczalnych, uprawa roślin ozimych i traw oraz poplonów. Wymywanie składników stymuluje intensywne nawożenie mineralne, stosowanie obornika, uprawa roślin okopowych oraz pozostawianie pola bez roślin.

3. Istnieje wiele metod badań i oceny wymywania składników chemicznych z

gleby do wód gruntowych. Otrzymywane wyniki w metodach badań lizymetrycznych w większości wypadków nie charakteryzują wymywania właściwego dla normalnie uprawianych obszarów. Stosowane metody polowe również nie w pełni odzwierciedlają rzeczywiste wymywanie, a wyniki uzyskuje się w znacznym stopniu w pośredni sposób. Większość metod poboru próbek wody dla oznaczania koncentracji składników chemicznych obejmuje wodę kapilarną, pomija się natomiast wodę przepływającą poprzez makropory, szczeliny i spękania w glebie, jak również kanały po dżdżownicach i obumarłych korzeniach.

4. Dla oznaczania stopnia wymywania na podstawie ich rozmieszczenia w profilu glebowym próbki do analiz należy pobierać również z głębszych poziomów, poniżej zasięgu oddziaływania najgłębiej korzeniących się w rotacji roślin.

Literatura

- ADDISCOT T. M., DARBY R. J. 1991: *Relating the nitrogen fertilizers needs of winter wheat crop to the soil's mineral nitrogen. Influence of the downward movement of nitrate during winter and spring*. J. Agric. Sci. 117; 239–249.
- BARBEE G. C., BROWN K. W. 1986: *Comparison between suction and free-drainage solution samplers*. Soil. Sci. 141; 149–154.
- BERGSTRÖM L. 1987: *Nitrate leaching and drainage from annual and perennial crops in tile-drained plots and lysimeters*. J. Environ. Qual. Vol. 16, no 1; 11–18.
- BOESTEN J. J. T. L., LINDEN A. M. A. 1991: *Modelling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence*. J. Environ. Quality 20; 425–435.
- BOOLTINK H. W. G. 1993: *Field monitoring of nitrate leaching and water flow in a structured clay soil*. In: H. W. G. Booltink (ed):

- Morphometric methods for simulation of water flow.* Wageningen (S.I.: s.n.) I 11; 109–128.
- BOOTLINK H. W. G., BOUMA J. 1991: *Physical and morphological characterization of bypass flow in a well structural clay soil.* Soil and groundwater research report II. Nitrate in soils. Commission of the European Communities. Brussels–Luxembourg; 101–113.
- BOTTCHER A. B., MILLER L. W., CAMPBELL K. L. 1984: *Phosphorus adsorption in various soil-water extraction cup materials: effect of acid wash.* Soil Sci. 137; 239–244.
- BRIGGS L. J., McCALL A. G. 1904: *An artificial root for inducing capillary movement of soil moisture.* Science 20; 566–569.
- CAMERON K. C., WILD A. 1984: *Potential aquifer pollution from nitrate leaching following the plowing of temporary grassland.* J. Environ. Qual. 13; 274–278.
- COLBOURNE P. 1985: *Nitrogen losses from the field: denitrification and leaching and intensive winter cereal production in relation to tillage method of a clay soil.* Soil use management. 1; 117–120.
- CREASEY C., DREISS S. J. 1988: *Porous cup samplers: cleaning procedures and potential sample bias from trace element contamination.* Soil. Sci. 145; 93–101.
- DUYNISVELD W. H. M., STREBEL O., and BOTTCHER J. 1988: *Are nitrate leaching from arable land and nitrate pollution of groundwater avoidable?* Ecological Bulletins 39; 116–125.
- FEDDES R. A., KABAT P. van BAKEL P. J. T., BRONSWIJK J. J. B., HARBERTSMA J. 1988: *Modeling soil water dynamics in the unsaturated zone – state of the art.* J. Hydrology 100; 69–100.
- FEYEN J., VANCLOOSTER D., MALLANTS D., DIELS J. 1995: *Physical aspects of solute transport in soils.* Mat. wykład. w programie Tessa "Ochrona i zrównoważony rozwój środowiska" (maszynopis).
- FOSTER S. S. D., BRIGDE L. R., GEAKE A. K., LAWRENCE A. R. PARKER J. M. 1986: *The groundwater nitrate problems. A summary of research on the impact of agricultural land-use practices on groundwater quality between 1976 and 1985.* Oxfordshire British Geological Survey, Natural Environment Research Council. Hydrogeological Report 86/2.
- GEE G. W., KINCAID C. T., LENHARD R. J., SIMMONS C. S. 1991: *Recent studies of flow and transport in the vadose zone.* Review of Geophysics, supplement; 227–239.
- GERON C. A., DANNEBERGER T. K., TRAINA S. J., LOGAN T. J., STREET J. R. 1993: *The effects of establishment methods and fertilization practices on nitrate leaching from turf-grass.* J. Environ. Quality. 22; 119–125.
- GRIMME H. 1984: *Inorganic Nitrogen Losses through leaching and denitrification in soils of the Humid Tropics.* In: Proceedings of Symposium on "Nitrogen management in Farming Systems in Humid and Subhumid tropics, held at the International Institute of Tropical Agriculture (I. I. T. A.), Ibadan, Nigeria, October 23–26; 57–72.
- GROSSMANN J., UDLUFT P. 1991: *The extraction of soil water by the suction – cup method: a review.* J. Soil. Sci. 42; 83–93.
- HALLBERG R. G. 1986: *From hoes to herbicides. Agriculture and groundwater quality.* J. Soil. and Water Cons. Nov.-Dec.; 357–363.
- HANSEN E. A., HARRIS A. R. 1975: *Validity of soil-water samples collected with porous ceramic cups.* Soil Sci. Society of America Proceedings 39; 528–536.
- HATANO R., BOOLTING H. W. G., 1992: *Using fractional dimensions of stained flow patterns in a clay soil to predict bypass flow.* J. Hydr. 135; 121–131.
- HENG L. K., WHITE R. E., BOLANN S., SCOTTER D. R. 1991: *Leaching losses of major nutrients from a mole-drained soil under pasture.* New Zealand J. Agricul. Research. 34; 325–334.
- HERZOG H., KONRAD R. 1992: *Nitrogen Movement in an Arable Sandy Soil and Ways of Reducing Nitrogen Losses-Preliminary Results.* J. Agronomy and Crop Sci. 169; 135–143.
- JABRO J. D., LOTSE E. G., SIMMONS K., BAKER D. E. 1991: *A field study of macropore flow under saturated conditions using a bromide tracer.* J. Soil and Water Cons. 46(5); 376–380.
- JAGGARD K., ARMSTRONG M. 1993: *Catch Cropping Before Beet – The Practicalities British Sugar Beet Review.* 61/2; 19–22.
- JANSSON P. E., THOMS C. 1986: *Simulated and measured water dynamics of unfertilized and*

- fertilized barley. *Acta Agric. Scand.* 36; 162–172.
- KNIGHT D., ELLIOT P. W., ANDERSON J. M., SCHOLEFIELD D. 1992: *The role of earthworms in managed, permanent pastures in Devon, England*. *Soil Biol. Bioch.* 24; 1511–1517.
- KOSMAS C., MOUSTAKAS N., KALLIANOU C., YASSOGLU N. 1991: *Cracking Patterns. Bypass flow and Nitrate Leaching in Greek Irrigated Soils*. In *Soil And Groundwater Research Report II*. Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg; 141–147.
- LEVANON D., CODLING E. E., MEISINGER J. J., STARR J. L. 1993: *Mobility of agrochemicals through soil from two tillage systems*. *J. Environ. Qual.* 22; 155–161.
- LITAOR M. J. 1988: *Review of soil solution samplers*. *Water Resources Research* 24; 727–733.
- ŁABĘDZKI L. 1989: *Evaluation of the applicability of some climatic indices of potential evapotranspiration in the determination of actual evapotranspiration of meadow in the lower Vistula Valley*. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 369; 99–105.
- MAFF 1993: *Monitoring of Nitrate Concentrations In Water Draining from Subsoil. Pilot Nitrate Sensitive Areas Scheme*. Information and Advice for Farmers.
- PAWŁAT H. 1991: *The effect of diversified habitat condition and biology features of plant on the migration of the chemical components from meadow rhizosphere to the groundwaters*. *Zesz. Nauk. AGH. Sozologia i Sozotechnika.* 31; 161–169.
- PAWŁAT H., KOC G., ZIELENIEWSKA-STARĘGA Z. 1990: *Wpływ intensywnego nawożenia gnojowicą na zawartość składników chemicznych w wodzie odciekającej z ryzofery zbiorowisk trawiastych*. *Rocz. Nauk Roln.* F. 82 1/2; 115–122.
- RUSZKOWSKA M., WARCHOŁOWSKA M. 1988: *Results of investigations on nutrient balance in a lysimetric experiment (1977–1985)*. Institute of Soil Science and Cultivation of Plants Puławy: IUNG, S 61; 30.
- RUSZKOWSKA M., RĘBOWSKA Z., KAPUSTA A., SYKUT S., KUSIO M. 1989: *Pobieranie mikroelementów przez rośliny i wymywanie ich z gleby w zależności od rodzaju gleby, poziomu nawożenia i nawadniania*. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 325; 37–40.
- SHEPHERD M., MAY M. 1993: *Establishing nitrogen catch crops*. *British Sugar Beet Review.* 61/2; 13–16.
- SMITH C., CARSEL R. F. 1986: *A stainless-steel soil solution sampler for monitoring pesticides in the vadose zone*. *Soil Science Society of Amer. J.* 50; 263–265.
- SMOROŃ S. 1983: *Bilans składników pokarmowych na łące i na polu*. *Wiad. Melior. R.* 26 nr 1; 11–13.
- SMOROŃ S. 1989: *Bilans podstawowych składników pokarmowych łąki w warunkach lizymetrycznych, ze szczególnym uwzględnieniem strat przez wymywanie*. *Zesz. Nauk AR Kraków. Sesja Nauk. z.* 22; 305–314.
- TORSTENSSON G. 1993: *Critical Periods for Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture. Workshop on Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture*. KVL, Denmark, Oct. 12–15.
- UNWIN R. J. 1988: *Nitrate loss from agricultural land. A review of experimental work*. ADAS. Cropping Services; 1–71.
- WATTS D. G., HERGERT G. W., NICHOLS J. T. 1991: *Nitrogen leaching losses from irrigated orchardgrass on sandy soils*. *J. Environ. Quality.* 20; 355–362.
- WATSON C. A., FOWLER S. M., WILMAN D. 1993: *Soil inorganic-N and nitrate leaching on organic farms*. *J. Agric. Sci.* 120; 361–369.
- WATSON C. A., FOLWER S. M. 1994: *Purchases and Sales of N, P and K, Soil Inorganic N and Nitrate Leaching on an Organic Horticultural Holding*. *Biological Agriculture and Horticulture* 10; 189–195.
- WEBSTER C. P., DOWDELL R. J. 1984: *Effect of different drought and irrigation on the fate of nitrogen applied to cut permanent grass sward in lysimeters: – leaching losses*. *J. Sci. Fd. Agric.* 35; 1105–1111.

Summary

Leaching of chemical components from agricultural land to the groundwater and methods of study. The review of papers concerning major factors effecting leaching on agricultural lands and methods of studies has been presented. Leaching of chemical components from agricultural land to the groundwater is determined by

amount and distribution of precipitation, evapotranspiration, soil water storage capacity, and occurrence in soil makropores, fissures, cracks, root's and earthworm's channels.

Applied soil and plant cultivation methods have an effect of nutrients leaching. Reduced soil tillage, applications of less soluble fertilizers, winter crops, grass and catch crops cultivation decrease leaching of nutrients. High level of fertilization, application of manure, row crop cultivation and leaving soil without plant coverage foster leaching of nutrients. Most of the applied methods of leaching studies not fully represent real leaching

for field conditions because of preferential water movement through makropores, fissures, cracks, root's and earthworm's channels.

Authors' address

K. Piekut, H. Pawłat

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Możliwości wzbogacenia gatunkowego zbiorowisk wykorzystywanych w procesie oczyszczania wód pościekowych

Wstęp

Obecnie widoczne jest duże zainteresowanie oczyszczalniami hydrobotanicznymi. Stanowią one uzupełnienie lub alternatywę dla stosowanych dotychczas konwencjonalnych metod oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych.

Aktualne rozwiązania bazują na wykorzystaniu jednego, czasami dwóch gatunków roślin, których zadaniem jest pobieranie mineralnych związków pokarmowych oraz stworzenie warunków dla rozwoju mikroorganizmów, uczestniczących w procesach rozkładu i neutralizacji zanieczyszczeń. Najczęściej do tego celu stosuje się monokultury trzciny, rzęsy lub wierzby. Zastosowanie w obecnych rozwiązaniach jednowiekowych osobników tego samego gatunku powoduje, że w tych samych okresach pobierane są z podłoża te same składniki pokarmowe. Brak różnorodności gatunkowej fitocenozy wykorzystywanych w oczyszczalniach tego typu grozi niebezpieczeństwem degradacji zbiorowiska na skutek jego mniejszej odporności na choroby i ataki szkodników. Również skuteczność oczyszczania ścieków byłaby większa

przy zastosowaniu fitocenozy, która nie wykorzystuje środowiska w sposób jednostronny, jak ma to miejsce w monokulturach. Dlatego też bardzo istotne jest znalezienie dodatkowych komponentów roślinnych, które mogłyby wzbogacić istniejące oczyszczalnie roślinne, zwiększając ich odporność i efektywność oczyszczania.

Poniżej przedstawiono próbę wskazania takich gatunków dla poszczególnych rodzajów ścieków oraz gatunków uniwersalnych, mogących funkcjonować w ściekach o różnym charakterze.

Charakterystyka obiektów i metody badań

Z uwagi na naturalne dążenie roślin do opanowania dostępnych im siedlisk (Oświł 1980) przeprowadzono rozpoznanie gatunków występujących w rowach odprowadzających wody pościekowe oraz w ich otoczeniu. W okresie 1 IX–15 X 1994 r. wytypowano i zbadano 10 obiektów, które są oczyszczalniami i zarazem wylewiskaini wód pościekowych, funkcjonującymi od kilku, co najmniej 5 lat.

Wszystkie znajdują się w odległości ok. 15–25 km od Warszawy. Wybrane oczyszczalnie ścieków redukują do 70% ładunku zanieczyszczeń, najczęściej jednak (w skali rocznej) stopień oczyszczania nie przekracza 50%. Oznacza to, że wraz z wodami pościekowymi do rowów, rzek, stawów, jezior i bagien odprowadzanych jest 50% zanieczyszczeń. W związku z tym bardzo istotną rolę pełnią tam ekosystemy odprowadzalników, które jako pierwsze odbierają i częściowo absorbują ciągle jeszcze bardzo duże ładunki zanieczyszczeń. Ważnym ich elementem są rośliny naczyniowe, które umożliwiają rozwój saprobiontów i które wraz z nimi oczyszczają wodę. Ich rejestrację florystyczną wykonano metodą marszrutową. Poza listą inwentaryzacyjną gatunków dokumentację pracy stanowią ok. 90 zdjęć fitosocjologicznych.

Wytypowane obiekty to:

- **Miłosna**, ok. 20 km na wschód od Warszawy. Ścieki z osiedla mieszkaniowego w Miłosnie, należącego do SMLW w Sulejówku odprowadzane są do oczyszczalni typu KOS-2. Wody pościekowe kierowane są do glinianek (trzy stawy połączone kanałami bez zastawek); brak dalszego powierzchniowego odpływu.
- **Halinów**, ok. 25 km na wschód od Warszawy. Ścieki są dowożone wozami asenizacyjnymi z terenu gminy Halinów do oczyszczalni mechaniczno-biologicznej. Wody pościekowe kierowane są do rzeki Długiej za pośrednictwem rowu dł. ok. 80 m.
- **Jabłonowo**, ok. 15 km na południe od Warszawy. Ścieki pochodzące z browaru Jabłonowo należącego do Przedsiębiorstwa Wielobranżowego "Buksowicz i Syn" doprowadzane są do oczyszczalni składającej się z komory biosorpcji, osadnika wtórnego, złoża filtracyjnego (żwirowo-piaskowego). Wody pościekowe kierowane są do rowu Jabłonowskiego.
- **Dziekanów Leśny**, ok. 15 km na północny zachód od Warszawy. Ścieki pochodzą z Wojewódzkiego Szpitala Dziecięcego; oczyszczalnię stanowią: trzy osadniki gnilne, złożo biologiczne, osadnik wtórny. Wody pościekowe odprowadzane są do bagien Kampinoskiego Parku Narodowego.
- **Borzęcin**, ok. 10 km na zachód od Warszawy. Ścieki gospodarczo-bytowe z jednostki wojskowej doprowadzane są do oczyszczalni składającej się z osadnika Imhoffa, złoża biologicznego, osadnika wtórnego. Wody pościekowe odprowadzane są do układu złożonego z dwóch połączonych ze sobą stawów, a następnie do rowu melioracyjnego.
- **Macierzysz**, 4 km na zachód od Warszawy. Ścieki poprodukcyjne z Instytutu Biotechnologii i Antybiotyków Zakładu Biotechnologii w Macierzyszu przechodzą przez oczyszczalnię składającą się z rowu utleniającego i poletka osadowego. Wody pościekowe odprowadzane są podziemnym rurociągiem do Kanału Ożarowskiego.
- **Piaseczno**, ok. 15 km na południe od Warszawy. Ścieki dowożone są z terenu gminy Piaseczno do czyszczalni mechaniczno-biologicznej. Wody pościekowe kierowane są do rzeki Jeziorki za pośrednictwem Kanału Piaseczyńskiego.
- **Kazuń**, ok. 15 km na północny zachód od Warszawy. Ścieki pochodzą-

ce z chlewni Zakładu Doświadczalnego PAN w Jabłonie "Gospodarstwo Kazuń" odprowadzane są do osadnika gnilnego, następnie wody pościekowe kierowane są do Jeziora Dolnego.

- **Zielonka**, ok. 15 km na wschód od Warszawy. Ścieki pochodzące z terenu gminy Wołomin odprowadzane są do oczyszczalni mechaniczno-biologicznej. Wody pościekowe kierowane są do rzeki Długiej za pośrednictwem rowu Wołomińskiego.
- **Falenty**, ok. 10 km na południowy zachód od Warszawy. Ścieki bytowo-gospodarcze (laboratoria, hodowla bydła, szklarnie doświadczalne) z Instytutu Melioracji i Użytków Zieleni odprowadzane są do osadnika Imhoffa, a następnie do dwuczęściowego stawu z napowietrzaniem, z którego kierowane są do dalszych zbiorników oczyszczających.

Wskaźniki wód ściekowych wszystkich ww. obiektów zawarte są w tabeli. Do ich opracowania wykorzystano dane Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska oraz informacje uzyskane na poszczególnych obiektach.

W rowach odprowadzających wody pościekowe przeprowadzono szczegółową inwentaryzację florystyczną roślin naczyniowych z podziałem na siedliska o różnej koncentracji zanieczyszczeń w strefie pionowej i poziomej. Strefy pionowe: toni wodnej, brzegu i skarpy wyróżniono ze względu na zróżnicowanie zbiorowisk na wodne i brzegowe oraz duże zróżnicowanie oddziaływania ścieków od bezpośredniego (w toni wodnej) do pośredniego (na brzegu, w strefie wahań stanów wody lub wyżej na skarpie rys. 1).

Strefy poziome wyróżniono na podstawie obserwacji rozmieszczenia roślin w stosunku do miejsca wypływania wód pościekowych. Są to strefy:

- bezpośredniego sąsiedztwa miejsca zrzutu ścieków lub wód pościekowych, tj. od 0 do 5 m;
- intensywnego oddziaływania stężonych ścieków, tj. od 5 do 20 m;
- powolnego rozcieńczenia ścieków, tj. od 20 do 50 (100) i więcej m;
- strefa wyłączona z wpływu ścieków, lecz położona możliwie najbliżej miejsca zrzutu, tj. : na ciekach – powyżej ujścia wód pościekowych, w przypadku zbiorników w pobliżu, możliwie naturalnym zbiorniku.

Wyniki badań

W dziesięciu wytypowanych do obserwacji oczyszczalniach zarejestrowano 69 gatunków roślin naczyniowych, występujących w różnych warunkach odprowadzalników wód pościekowych.

Opierając się na uzyskanych danych, można wyróżnić kilka gatunków, które powtarzają się w różnych obiektach niezależnie od rodzaju i stężenia ścieków.

W układzie stref pionowych są to:

W toni wodnej.

Przy wylocie ścieków (pierwsza strefa pozioma), gdzie ich stężenie było największe, osiedliły się: *Lemna minor* (Miłosna, Falenty), *Bidens tripartitus*, *Agrostis stolonifera* (Miłosna, Kazuń).

Na innych dwóch obiektach (Dziekanów Leśny, Jabłonowo) *Lemna minor* występuje w drugiej wyróżnionej przez nas strefie (w przypadku Dziekanowa strefa ta kończy się w odległości 50 m od wylotu ścieków, ponieważ w tym miejscu

Rodzaj ścieków (miejscowość) Nr stanowiska, odległość od wylotu ścieków	BZT ₅ , (utlenial- ność) [mg/dm ³]	Zawiesina (substancji rozp.) [mg/dm ³]	średni przepływ [m ³ /d]	Gatunki dominujące (przyjęto kryterium min. 5% pokrycia powierzchni)		
				toń wodna strefa brzegowa skarpa do 1 m od lustra wody		
1	2	3	4	5 6 7		
Gosp. bytowe (Miłosna) Zbiornik nr 1, 5 m od wylotu				<i>Lemna minor</i> <i>Bidens tripartitus</i> <i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Bidens tripartitus</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Oenanthe aquatica</i>	<i>Sambucus nigra</i> <i>Fraxinus excelsior</i> <i>Quercus sessilis</i>
Zbiornik nr 1, 10 m od wylotu	116	117	50	<i>Lemna minor</i> <i>Bidens tripartitus</i>	<i>Sambucus nigra</i> <i>Salix alba</i>	<i>Sambucus nigra</i> <i>Rumex obtusifolius</i>
Zbiornik nr 1, 15 m od wylotu	(150)	(813)		<i>Lemna minor</i> <i>Bidens tripartitus</i>	<i>Sambucus nigra</i> <i>Bidens tripartitus</i>	<i>Chenopodium album</i> <i>Sambucus nigra</i> <i>Bidens tripartitus</i>
Zbiornik nr 2				brak	<i>Urtica dioica</i> <i>Bidens tripartitus</i> <i>Alnus glutinosa</i>	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Fraxinus excelsior</i> <i>Quercus sessilis</i>
Zbiornik nr 3				<i>Phragmites australis</i> <i>Bidens tripartitus</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Bidens tripartitus</i> <i>Polygonum hydropiper</i>	<i>Sambucus nigra</i> <i>Salix alba</i>
Gosp.-bytowe (Halinów) 1 m od wylotu	70	57	300	koryto betonowe	<i>Phalaris arundinacea</i> <i>Glyceria fluitans</i>	gatunki łęgowe, trawy gazonowe
2 m od wylotu	(41)	-		koryto betonowe	<i>Glyceria fluitans</i> <i>Equisetum limosum</i>	<i>Equisetum palustre</i> <i>Potentilla anserina</i>
4 m od wylotu				koryto betonowe	<i>Urtica dioica</i> <i>Equisetum limosum</i>	<i>Potentilla anserina</i> <i>Achillea millefolium</i> <i>Lolium perenne</i>

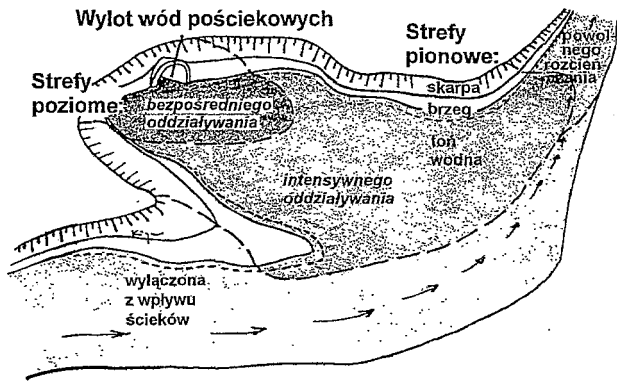
Gosp.-bytowe (Borzęcin) Staw	47 (24)	35 (316)	37	brak	<i>Juncus effusus</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Solanum dulcamara</i>	trawy gazonowe
Komunalne + ścieki dowożone (Piaseczno) 50 m powyżej wylotu				<i>Glyceria fluitans</i> <i>Glyceria aquatica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Veronica beccabunga</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Rumex hydrolapathum</i> <i>Glyceria fluitans</i> <i>Symphytum officinale</i>	<i>Tanacetum vulgare</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Geranium palustre</i> <i>Scutellaria galericulata</i>
0–5 m poniżej wylotu	106	80	5200	brak	<i>Urtica dioica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Rumex hydrolapathum</i> <i>Heracleum sphondylium</i> <i>Bidens tripartitus</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Rumex hydrolapathum</i> <i>Tanacetum vulgare</i> <i>Sambucus nigra</i> <i>Geranium palustre</i>
5–15 poniżej wylotu	max 223	max 145		brak	<i>Urtica dioica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Rumex hydrolapathum</i> <i>Ranunculus repens</i> <i>Peucedanum palustre</i> <i>Scutellaria galericulata</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Rumex hydrolapathum</i> <i>Tanacetum vulgare</i>
100 m poniżej wylotu				brak	<i>Urtica dioica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Rumex hydrolapathum</i> <i>Tanacetum vulgare</i> <i>Lamium album</i> <i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Rumex hydrolapathum</i> <i>Tanacetum vulgare</i> <i>Lamium album</i> <i>Geranium palustre</i>
Przemysłowe (Polkolor- Piaseczno) 25 od wylotu	nieznany	nieznany	nieznany	brak	<i>Phalaris arundinacea</i> <i>Tanacetum vulgare</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Polentilla anserina</i>	<i>Phalaris arundinacea</i> <i>Tanacetum vulgare</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Lamium album</i>

cd. tabeli						
1	2	3	4	5	6	7
Ze szpitala (Dziekanów Leśny) Przy wylocie				brak	<i>Urtica dioica</i>	<i>Alnus glutinosa</i>
50 m poniżej wylotu	76	83	300	<i>Lemna minor</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Solanum dulcamara</i>	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Sambucus nigra</i>
100 m poniżej wylotu	(40)	(358)		<i>Lemna minor</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Eupatorium cannabinum</i> <i>Bidens tripartitus</i> duże bogactwo flory	ols
150 m poniżej wylotu				<i>Carex riparia</i> <i>Iris pseudoacorus</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Solanum dulcamara</i>	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Betula pubescens</i>	las wilgotny
Miejskie z Wołomina (Zielonka – rzeka Długa) nieznany nieznany 7200						
0–2 m od ujścia kolektora do rzeki				brak	<i>Scirpus silvaticus</i> <i>Carex sp.</i> <i>Urtica dioica</i>	<i>Salix alba</i> <i>Solidago serotina</i>
2–10 m od ujścia kolektora w dół rzeki				brak	<i>Scirpus silvaticus</i> <i>Carex sp.</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Salix alba</i> <i>Solidago serotina</i> <i>Populus alba</i> <i>Chamaenerion</i> <i>angustifolium</i>
20 m w górę od ujścia kolektora w górę rzeki, rzeka bliska naturze, meandrująca				<i>Phalaris arundinacea</i> <i>Veronica beccabunga</i> <i>Sagittaria sagittifolia</i> <i>Sparganium simplex</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Scirpus silvaticus</i> <i>Rumex obtusifolium</i> <i>Bidens tripartitus</i>	<i>Populus alba</i> <i>Salix alba</i> <i>Bidens tripartitus</i> <i>Phalaris arundinacea</i>

200 m powyżej ujścia kolektora				<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Glyceria aquatica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Scirpus silvaticus</i> <i>Rumex obtusifolium</i> <i>Carrex sp.</i>	trawy gazonowe
Z chlewni (Kazuń) 0–5 m poniżej wylotu – rów				<i>Glyceria aquatica</i> <i>Bidens tripartitus</i> <i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Glyceria aquatica</i> <i>Bidens tripartitus</i> <i>Urtica dioica</i>	<i>Chenopodium album</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Artemisia vulgaris</i>
5–15 m poniżej wylotu – rów	260	118	19	<i>Glyceria aquatica</i> <i>Bidens tripartitus</i>	<i>Glyceria aquatica</i> <i>Bidens tripartitus</i> <i>Urtica dioica</i>	<i>Chenopodium album</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Artemisia vulgaris</i>
20 m poniżej wylotu – jezioro	(56)	(706)		glony (zielenice)	<i>Glyceria aquatica</i> <i>Iris pseudoacorus</i> <i>Sium latifolium</i> <i>Solanum dulcamara</i> <i>Bidens tripartitus</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Galinsoga parviflora</i> <i>Salix alba</i>
150 m poniżej wylotu – jezioro				<i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Nuphar luteum</i> <i>Lemna minor</i> glony (zielenice)	<i>Phragmites australis</i> <i>Iris pseudoacorus</i> <i>Rumex hydrolapathum</i> <i>Acorus calamus</i> <i>Butomus umbellatus</i> <i>Glyceria aquatica</i> <i>Bidens tripartitus</i>	<i>Phragmites australis</i> <i>Iris pseudoacorus</i> <i>Rumex hydrolapathum</i>
Z produkcji antybiotyków (Macierzysz) przy wylocie	11	33,4	40	brak	<i>Artemisia vulgaris</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Ranunculus repens</i>	skarpa betonowa

cd. tabeli						
1	2	3	4	5	6	7
Zbiornik osadowy	(17)			<i>Phalaris arundinacea</i> <i>Rumex aquaticus</i>	<i>Artemisia vulgaris</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Rumex aquaticus</i> <i>Salix alba</i> <i>Sambucus nigra</i> <i>Populus nigra</i>	<i>Salix alba</i> <i>Sambucus nigra</i> <i>Populus nigra</i>
Z browaru (Jabłonowo) Przy wylocie				<i>Alisma plantago-aquatica</i>	brzeg betonowy	skarpa betonowa
5 m poniżej wylotu				<i>Lemna minor</i> <i>Alisma plantago-aquatica</i> <i>Oenanthe aquatica</i>	<i>Bidens tripartitus</i> <i>Agrostis alba</i> <i>Lycopus europaeus</i>	<i>Dactylis glomerata</i> <i>Potentilla anserina</i> <i>Equisetum limosum</i>
15 m poniżej wylotu				<i>Lemna minor</i>	<i>Polygonum persicaria</i> <i>Agrostis alba</i> <i>Oenanthe aquatica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Glyceria fluitans</i>	<i>Dactylis glomerata</i> <i>Potentilla anserina</i> <i>Equisetum palustre</i>
20 m poniżej wylotu, za zastawką	1400 (147)	117 (1606)	23	<i>Lemna minor</i> <i>Agrostis stolonifera</i> <i>Lycopus europaeus</i> <i>Equisetum palustre</i>	<i>Poa palustris</i> <i>Polygonum persicaria</i> <i>Epilobium palustre</i> <i>Glyceria fluitans</i> <i>Bidens tripartitus</i> <i>Oenanthe aquatica</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Tanacetum vulgare</i> <i>Ranunculus repens</i> <i>Equisetum palustre</i> <i>Polygonum tomentosum</i>
40 m poniżej wylotu, rów zacieniony				brak	<i>Urtica dioica</i> <i>Lysimachia nummularia</i> <i>Polygonum tomentosum</i>	<i>Dactylis glomerata</i> <i>Pestuca arundinacea</i>
150 m powyżej wylotu				<i>Lemna minor</i> <i>Callitriche autumnalis</i> <i>Glyceria fluitans</i> <i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Glyceria fluitans</i> <i>Juncus conglomeratus</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Oenanthe aquatica</i> duże bogactwo flory	<i>Ranunculus repens</i> <i>Bidens tripartitus</i> trawy łąkowe

cd. tabeli	2	3	4	5	6	7
1						
Przy wylocie ścieków z gospodarstwa rolnego	nieznany	nieznany	nieznany	brak	<i>Agrostis alba</i> <i>Glyceria fluitans</i>	roślinność łąkowa i ruderalna
Bytowo-gospodarcze (IMUZ, Falenty)	150 (46)	160	230		<i>Urtica dioica</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Artemisia vulgaris</i> <i>Phragmites australis</i>	trawy łąkowe <i>Cirsium oleraceum</i> <i>Sambucus nigra</i>
Staw ściekowy		-		<i>Scripus silvaticus</i> <i>Juncus effusus</i>		



RYSUNEK 1. Strefy oddziaływania ścieków na makrofity

kończy się rów odprowadzający, a zaczyna się wylewisko). W strefie tej występuje również *Bidens tripartitus*.

Wspólnym gatunkiem zarejestrowanym w trzeciej strefie poziomej jest również *Lemna minor* (Miłosna, Dziekanów Leśny, Jabłonowo).

Na pozostałych obiektach nie zaobserwowano roślinności w toni wodnej, co może mieć związek ze zbyt dużymi prędkościami przepływu ścieków.

W strefie brzegowej

W pierwszej i drugiej strefie poziomej można wyróżnić cztery gatunki występujące najczęściej: *Bidens tripartitus* (Miłosna, Piaseczno, Dziekanów Leśny, Kazuń, Jabłonowo), *Urtica dioica* (Miłosna, Piaseczno, Dziekanów Leśny, Kazuń, Zielonka) *Glyceria fluitans* (Piaseczno, Halinów, Jabłonowo), *Phalaris arundinacea* (Piaseczno, Halinów, Jabłonowo, Zielonka).

W trzeciej strefie poziomej, oprócz gatunków znalezionych w pierwszych dwóch strefach, występuje duża ilość gatunków zależnych od charakteru siedlisk

otoczenia poszczególnych obiektów. Spotyka się tu przedstawicieli roślinności bagienno-szuwarowej, łąkowej, ruderalnej, krzewiastej i leśnej.

Na skarpie

Również tutaj występuje duża różnorodność gatunków, zależnych od rodzaju siedliska oraz od ekosystemu znajdującego się w sąsiedztwie rozpatrywanego obiektu. W przypadku tej strefy ścieki odgrywają mniejszą rolę jako czynnik decydujący o składzie florystycznym.

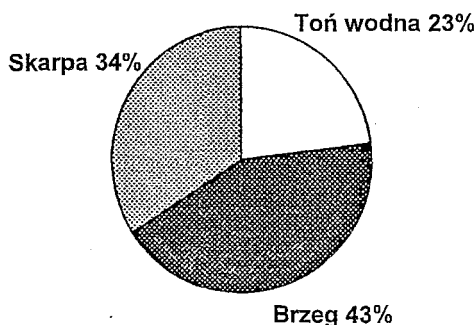
* * *

Ponadto można wytypować cztery gatunki, które są charakterystyczne dla konkretnego rodzaju ścieków. Są nimi: *Phalaris arundinacea* i *Rumex aquaticus* (ścieki z przemysłu farmaceutycznego), *Glyceria aquatica* (ścieki z chlewni), *Alisma plantago-aquatica* (ścieki z browaru).

Pozostałe nie wymienione w tym opracowaniu gatunki, które zarejestrowano na poszczególnych obiektach, mogą tolerować konkretny rodzaj ścieków lub ich amplituda ekologiczna obejmuje siedliska silnie eutroficzne. Ustalenie tej cechy wymaga dalszych obserwacji. Przynależność wszystkich zarejestrowanych gatunków roślin naczyniowych do poszczególnych stref pionowych przedstawia rysunek 2.

Zbiorowiska roślinne występujące na badanych obiektach

Na podstawie materiału obserwacyjnego można wyróżnić następujące fitocenozy reprezentowane przez gatunki, które występują w środowisku zanieczyszczonym ściekami:



RYСУNEK 2. Procentowy udział gatunków roślin naczyniowych w poszczególnych strefach pionowych

- Pleustonowe (klasa *Lemnetea*) – z najczęściej spotykanym gatunkiem – *Lemna minor*;
- Brzegów, wód i terenów okresowo zalewanych (klasa *Bidentetea*) – z: *Bidens tripartitus*, *Bidens cernuus*, *Chenopodium album*, *Polygonum hydropiper*;
- Antropogeniczne, nad brzegami zbiorników (klasy: *Artemisietea*, *Chenopodietea*, *Plantaginetea*) – z: *Urtica dioica*, *Rumex obtusifolius*, *Tanacetum vulgare*, *Artemisia vulgaris*, *Lamium album*, *Lolium perenne*, *Chenopodium album*, *Galinsoga parviflora*, *Ranunculus repens*, *Potentilla anserina*;
- Wodne (klasa *Potametea*) – z: *Ceratophyllum demersum*, *Nuphar luteum*;
- Szuwarowe (klasa *Phragmitetea*) – z: *Phragmites australis*, *Acorus calamus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Equisetum uliginosum*, *Iris pseudacorus*, *Rumex aquaticus*, *Rumex hydrophilum*, *Sium latifolium*, *Butomus umbellatus*, *Glyceria aquatica*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*,

Oenanthe aquatica, *Phalaris arundinacea*, *Carex riparia*, *Veronica becabunga*, *Glyceria fluitans*;

- Antropogeniczne, wilgotne, żyzne łąki (klasa *Molinio-Arrhenatheretea*) – z: *Juncus effusus*, *Juncus conglomeratus*, *Dactylis glomerata*;
- Leśne i zaroślowe (klasy: *Salicetea*, *Alnetea*) – z: *Salix alba*, *Solanum dulcamara*, *Urtica dioica*, *Alnus glutinosa*.

Znaczenie niektórych cech biologii i ekologii zarejestrowanych roślin i innych hydromakrofitów przy wykorzystaniu w oczyszczaniu wód

Rośliny naczyniowe zarejestrowane na każdym z obiektów tworzą mniej lub bardziej wykształcone zbiorowiska, stanowiące układ gatunków najbardziej wytrzymałych na oddziaływanie ścieków (bytowych, szpitalnych, browarnianych itd.). Grzaskie, niestabilne podłoże, silnie przesycone związkami pokarmowymi i szczątkami organicznymi, zalane ściekami o różnych właściwościach fizykochemicznych, zasiedlane jest przez przedstawicieli różnych taksonów, tworzących na ogół jedynie fragmentarycznie rozwinięte zbiorowiska, odporne na zanieczyszczenia. Wiele żyjących tu gatunków to byliny o silnie rozwiniętych kłączach i rozłogach, które wraz z systemem korzeniowym trwale mocują nadziemną część roślin w często półpłynnym podłożu. Zaliczamy do nich między innymi trzcinę, mozgę, mannę, mietlicę, یرysa, szczaw, jeżogłówkę, strzałkę – ogólnie określane jako rośliny szuwarowe. Zgromadzone w

kłączach i rozłogach substancje umożliwiają wspomnianym gatunkom przetrwanie zimy, komfort tlenowy oraz szybkie rozmnażanie wegetatywne przy intensywnym wykorzystaniu związków pokarmowych. Szczególnie okazałe są zagłębione w podłożu kłącza: grzybienia, łącznia, tataraku. Zawierają one specyficzny układ przestworów międzykomórkowych wypełnionych powietrzem, który występuje tylko u hydrofitów i helofitów. Tworzy on tzw. system przewietrzający, integrujący całą roślinę poprzez szeregi kanałów i komór ciągnących się od liści do korzeni. Ma to ogromne znaczenie w beztlenowym, a często trującym środowisku ścieków. Szczególnie kanały powietrzne trzciny łączące wynurzone części źdźbła i liście z bogatą siecią kłacz, rozrastających się w strefie przydeennej i pogrążonych w mule, umożliwiają jej wegetację nawet w surowych ściekach (Miłosna, Borzęcin, Kazuń).

Niektóre rośliny nie wytwarzają silnie rozbudowanego systemu przewietrzającego. Jednak podczas długotrwałego zalania wodą zdolne są do wykształcenia tkanki powietrznej (pseudoaerenchymy), która powstaje w zewnętrznych częściach łodyg, np. u krwawnicy, uczeputrójlistkowego i uczeputrójlistkowego (Miłosna).

Godne uwagi są rośliny, które opływają powierzchnię rozlewiska ściekowego ukorzeniając się na brzegu. Do takich ekspansywnych gatunków zalicza się mietlicę rozłogową, której pływające i nasuwające się od brzegu pędy bez szkody znoszą bezpośredni kontakt ze ściekami (Kazuń, Jabłonowo, Miłosna).

Wśród helofitów (roślin ziemno-wodnych) spotyka się gatunki tworzące kępy, jak np. sit (Borzęcin), turzycza sztywna; lub łany, np. oczeret, turzycza brzegowa (Dziekanów Leśny, Borzęcin). Obok rozłogów bardzo istotną rolę spajania, przerastania i przetwarzania podłoża pełnią ich korzenie.

Szczególnie przydatne pod względem permanentnego odnawiania biomasy są możliwości wegetatywnego rozrostu rzęsy, od dawna wykorzystywane w oczyszczalniach typu "Lemna". Rzęsa występuje masowo w połowie badanych obiektów.

Najbardziej przydatne w oczyszczalniach byłyby gatunki, które oprócz wydawnego udziału w oczyszczalni ścieków, można łatwo i szybko rozmnażać (Pachuta 1992, 1995). U większości makrofitów system rozmnażania wegetatywnego uzupełniony jest przez diaspory generatywne. Tylko moczarka i tatarak nie wytwarzają w warunkach polskich nasion. Kwitnienie, a następnie produkcja nasion przez niektóre wymienione gatunki jest szczególnie obfita. Dotyczy to np. trzciny i innych traw. Wiele roślin wytwarza znacznie mniej nasion, lecz są one zaopatrzone w haczykowate wyrostki lub kolce, jak np. u jaskra (Piaseczno, Macierzysz) i uczepu (Kazuń), umożliwiające przenoszenie ich przez zwierzęta. Przypadkowe rozsiewanie nasion podczas żerowania lub przemieszczania zwierząt do miejsca konsumpcji ma miejsce u pokrzywy, która rozprzestrzeniana jest m.in. przez szczygły i wróble (wszystkie obiekty). Obecnie prowadzone są badania nad sposobami szybkiego rozmnażania ww. ga-

tunków dla celów oczyszczalni ścieków (Pachuta 1995).

Wnioski

W zależności od odległości od miejsca wypływu wód pościekowych można wyróżnić strefy pionowego i poziomego oddziaływania zanieczyszczeń. Najbliższe miejsca zrzutu utrzymują się: *Lemna minor*, *Bidens tripartitus* i *Agrostis stolonifera*.

Przyczyną tak małej liczby gatunków w toni wodnej strefy pierwszej, tj. najsilniejszego oddziaływania ścieków, jest fakt, że na większości obiektów prędkości przepływu są zbyt duże i rośliny nie mając dogodnego oparcia i stabilizacji w podłożu, porywane są z nurtem. Tam gdzie prędkości wody są mniejsze, w zatoczkach i miejscach wypłyconych, mimo dużego stężenia ścieków, np. *Lemna* tworzy zwarte kożuchy na powierzchni wody. Ponadto w niektórych obiektach kanały odprowadzające są obetonowane, co uniemożliwia wszelką wegetację. Czynnikiem limitującym wzrost roślin jest też światło. Przy głębokościach powyżej 10 cm nie dociera ono do dna odprowadzalnika.

Na podstawie dotychczasowych obserwacji można wytypować trzy gatunki: *Bidens tripartitus*, *Urtica dioica* i *Glyceria fluitans*, nie stosowane obecnie w roślinnych oczyszczalniach, które znoszą kontakt z różnymi rodzajami ścieków (gospodarczo-bytowe, z browaru, z chlewni, miejskie) oraz kilkanaście gatunków (wymienionych w podrozdziale: "Zbiorowiska roślinne występujące na

badanych obiektach" i w tabeli) spotykane tylko na poszczególnych obiektach. Gatunki te, po opracowaniu metod implantacji, mogłyby wzbogacić obecnie stosowane w oczyszczalni wód zbiorowiska monokulturowe. Należałoby zatem przeprowadzić badania eksperymentalne mające na celu sprawdzenie, czy:

- gatunki takie jak *Bidens tripartitus*, *Urtica dioica* i *Glyceria fluitans* można wykorzystać jako komponenty w hydrobotanicznych oczyszczalniach ścieków i w jaki sposób ich zastosowanie wpływa na zmniejszenie ładunku zanieczyszczeń;
- gatunki występujące na poszczególnych obiektach są odporne tylko na dany rodzaj ścieków, czy też mogą występować na terenach zasilanych innymi rodzajami ścieków;
- zarejestrowane gatunki można łatwo rozmnażać i implantować, aby ewentualnie ich wykorzystanie było ekonomicznie uzasadnione.

Literatura

OŚWIT J. 1980: *Rola roślinności bagiennej w środowisku przyrodniczym doliny Narwi w aspekcie oczyszczania się wód*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 234; 87–101.

PACHUTA K. 1992: *Określenie roślinności występującej w stawie ściekowym, stawach hodowlanych i w otoczeniu silosów oraz wytypowanie gatunków przydatnych do badań nad wykorzystaniem roślinności w procesie oczyszczania ścieków*. IMUZ-Falenty. Opracowanie w ramach tematu VI.4/SW/4; 37 ss. (maszynopis).

PACHUTA K. 1995: *Możliwości oczyszczania wody za pomocą makrofity*. Przeg. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. 7, Wydaw. SGGW, Warszawa.

Summary

Possibilities of enrichment plant's community used for waste water cleaning. It is very important to find another component's community for plant purification station. This could allow increase resistance of vegetation and it's effectiveness. Classification of plant species cored out in there vertical zones (escarp, bank, open water) and four horizontal zones (near sewage outlet, intensive sewerage impact, slow of dilution, outside sewage influence). In autumn period 86 plants was registered. In first vertical zone *Lemna minor*, *Bidens tripartitus* and *Agrostis stolonifera* were observed more frequently then others.

Authors' address

K. Pachuta, C. Nowak
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Ozon w troposferze

Pochodzenie ozonu troposferycznego

Ozon, odmiana alotropowa tlenu O_3 , jest znany od połowy XIX wieku jako pomniejszy składnik atmosfery ziemskiej. Jego stężenie wynosi około 10 ppm w warstwie ozonowej (dolna stratosfera) i od około 5–50 ppb w "czystej" troposferze do kilkuset ppb w troposferze antropogenicznie skażonej (troposfera – dolna warstwa atmosfery). W ostatnim ćwierćwieczu ozon troposferyczny, ze względu na jego groźny dla człowieka i środowiska wzrost stężenia, stał się jednym z głównych problemów badawczych chemii atmosferycznej.

Przez długi czas uważano, że ozon troposferyczny pochodzi ze stratosfery i że większość jego jest niszczona przez kontakt z powierzchnią Ziemi. Obecnie są dobrze rozpoznane dwa źródła ozonu atmosferycznego. Jedno z nich jest związane z fotolizą tlenu w środkowej atmosferze, a drugie – z fotolizą dwutlenku azotu w obecności dwutlenku węgla i węglowodorów (HC, ang. hydrocarbons) w troposferze (Penkett 1988).

Ozon w troposferze pochodzi ze źródeł naturalnych i antropogenicznych. Naturalny ozon pochodzi głównie z warstwy ozonowej (dolna stratosfera). Transport ozonu ze stratosfery do troposfery odbywa się głównie w obszarach zafałdowania tropopauzy w strefie prądu strumieniowego na górnej granicy frontu atmosferycznego w szerokościach umiarkowanych.

W przyziemnej warstwie powietrza źródłem ozonu naturalnego są także reakcje fotochemiczne z udziałem tlenków azotu NO_x (NO , NO_2) pochodzenia naturalnego oraz naturalnych węglowodorów niemetanowych (NMHC_s – nonmethane hydrocarbons) – izoprenu i terpenów (Wayne 1991, Dziewulska-Łosiowa, Hryniewicz 1993; Jarosławski 1993). Niewielkie ilości ozonu naturalnego w dolnych warstwach troposfery są również wynikiem wyładowań elektrycznych w powietrzu podczas burz. Dopływa on do przyziemnej warstwy powietrza z chmur burzowych, może również powstawać w pobliżu ostrych przedmiotów pod działaniem pola elektrycznego.

Głównym źródłem ozonu troposferycznego są procesy chemiczne wytwarza-

jące ozon przez fotolizę dwutlenku azotu, w obecności tlenku węgla i węglowodorów. Substancje te są w wielkiej mierze pochodzenia antropogenicznego, a więc są prekursorami antropogenicznego ozonu. Antropogeniczny ozon troposferyczny obecnie zajmuje pozycję znaczącą, a w dolnej troposferze (< 5 km), w wielu przypadkach – w skali lokalnej i regionalnej – dominuje nad troposferycznym ozonem naturalnym.

Głównym obszarem naturalnej fotochemicznej produkcji ozonu jest troposfera górna, skąd drogą mieszania powietrza przedostaje się do przyziemnej warstwy atmosfery.

Wyniki badań z lat osiemdziesiątych wykazują, że naturalne węglowodory i antropogeniczne tlenki azotu są ważnymi prekursorami zarówno ozonu miejskiego, jak i wiejskiego (Liu S.C. i in. 1987; Liu X. i in. 1988 – cyt. za Jaffe 1992).

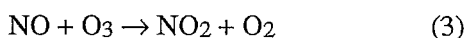
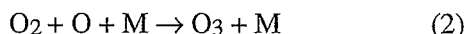
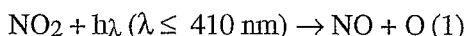
Stężenie naturalnego ozonu troposferycznego przyziemnego w Europie w okresie preindustrialnym (w Europie środkowej jest to okres sprzed 1850 roku) w "czystym" powietrzu atmosferycznym wynosiło około 10 ppb (Anfossi i in. 1991). Natomiast w obecnej, antropogenicznie zaburzonej atmosferze jest ono od dwu- do pięciokrotnie większe; maksymalne stężenia są często 20 razy większe, a w skrajnych przypadkach (epizody smogu w południowej Kalifornii) notowano 50-krotnie większe stężenia w stosunku do stężenia ozonu w okresie preindustrialnym.

Obecnie stężenia ozonu przyziemnego nie przekraczające 50 ppb stanowią tło, na którym wyrastają letnie lokalne piki – "wyże" ozonowe.

Powstawanie ozonu w troposferze

Niezbędnym warunkiem tworzenia się ozonu w powietrzu atmosferycznym jest obecność tlenu atomowego (O) – prekursora ozonu. Zarówno w stratosferze, jak i w troposferze synteza ozonu możliwa jest poprzez reakcję (taką samą w obu przypadkach) występującego w dużych ilościach tlenu cząsteczkowego (O₂) z tlenem atomowym (O) (reakcja 2).

Stratosfera odznacza się dużą zawartością tlenu atomowego, który powstaje poprzez fotolizę O₂ w wyniku absorpcji promieniowania o długości fal $\lambda < 242$ nm; promieniowanie to nie dociera do troposfery. W troposferze źródłem atomów tlenu jest dwutlenek azotu NO₂ i w tej warstwie atmosfery ozon tworzy się jedynie poprzez fotolizę dwutlenku azotu pod działaniem promieniowania o długości fal $\lambda < 410$ nm. Kluczowymi reakcjami są:



Te trzy szybkie reakcje ustalają stacjonarną równowagę fotochemiczną pomiędzy koncentracjami głównych reagentów (NO₂, NO, O₃).

$$[\text{O}_3] = J[\text{NO}_2]/k[\text{NO}]$$

gdzie:

J – jest szybkością fotolizy NO₂,

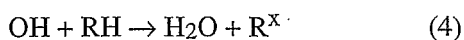
k – jest stałą szybkości reakcji NO z ozonem.

Jeśli [NO₂]/[NO] = 1 (ma to miejsce w nieobecności węglowodorów w atmo-

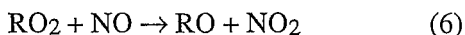
sferze), to w słoneczne południe w umiarkowanych szerokościach geograficznych O_3 wynosi około 20 ppb. W zaburzonej antropogenicznie atmosferze miejskiej następuje przesunięcie równowagi na korzyść wytwarzania się ozonu (Niedzielski, Gawłowski 1990). W sprzyjających warunkach stężenie ozonu może wzrosnąć ponad 20-krotnie i więcej razy (smog fotochemiczny).

Reakcje chemii nieorganicznej nie są zdolne samodzielnie spowodować dużego utleniania, a zatem nie przysparzają ozonu w dolnej troposferze. Sekwencja reakcji (1, 2, 3) może wytwarzać ozon w nadmiarze (ponad stan równowagi, maksymalnie w smogu fotochemicznym) tylko wówczas kiedy NO konwertuje (utlenia się) do NO_2 w reakcjach z gazami innymi niż O_3 , to jest bez konsumpcji ozonu. Od lat pięćdziesiątych wiadomo, że czynią to reakcje szybkiego utleniania lotnych związków organicznych, LZO (ang. VOC, volatile organic compounds), a zwłaszcza niemetanowe węglowodory (NMHCs, ang. nonmethane hydrocarbons).

Uproszczony schemat wzrostu stężeń ozonu można przedstawić jak poniżej. W zaburzonej antropogenicznie troposferze, w wyniku reakcji fotochemicznych z udziałem rodnika hydroksylowego OH (podstawowy czynnik utleniający i oczyszczający atmosferę), węglowodory są utleniane do rodników nadtlenowych (RO_2):



które z kolei utleniają NO – bez zużycia ozonu O_3 – do NO_2 :

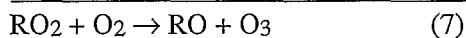
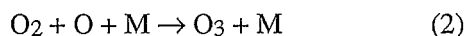
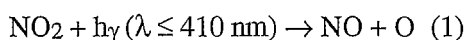
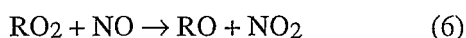


gdzie:

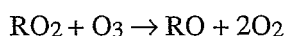
RH – oznacza związki organiczne (węglowodory), R – rodnik organiczny; symbol fragmentu cząsteczki składającej się z węgla i wodoru, takiej jak etyl C_2H_5 lub propyl C_3H_7 (organiczne rodniki alkilowe).

Powstałe rodniki alkilowe R reagują szybko i wyłącznie z tlenem, dając rodniki nadtlenowe RO_2 ; takim rodnikiem może być np. rodnik grupy acetylowej CH_3COO . Właśnie to ominięcie reakcji niszczenia ozonu (reakcja 3) i wystąpienia reakcji (6) umożliwia utlenianie tlenku azotu bez zniszczenia ozonu, co prowadzi do szybkiego wzrostu koncentracji ozonu, kiedy w powietrzu znajdują się odpowiednie ilości NO_x i NMHCs (Wayne 1991; Graedel, Crutzen 1993).

Sekwencja reakcji (6), (1) i (2) i ich suma (reakcja 7):



pokazują uczestniczenie węglowodanów w cyklicznej przemianie tlenu molekularnego do ozonu, w obecności NO_x (NO i NO_2) jako katalizatorów. Z braku dostatecznej ilości NO_x ma miejsce destrukcja ozonu:



Skala czasowa i przestrzenna, w których lotne związki organiczne (VOC) przyczyniają się do produkcji ozonu, zależy od ich reaktywności. Mniej reaktywne związki, takie jak metan CH_4 , a także tlenek węgla CO , odgrywają rolę w skali globalnej i przyczyniają się do długookresowej średniej koncentracji tłowej ozonu troposferycznego. Metan i tlenek węgla charakteryzują się długim okresem życia w atmosferze, dzięki czemu rozprzestrzeniają się na skalę globalną (Wayne 1991; Van Pul 1992).

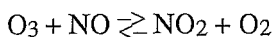
W troposferze dolnej wydajność utleniania metanu do dwutlenku węgla CO_2 prowadzi do powstawania ozonu, kiedy stężenie tlenu azotu NO przekracza 5–10 ppt, przy niższych stężeniach NO ma miejsce destrukcja ozonu (Niedzielski, Gawłowski 1990; Graedel, Crutzen 1993). Utlenianie tlenku węgla CO (czadu) prowadzi do tworzenia się ozonu także w "czystym" powietrzu pozamiejskim; w nie zanieczyszczonej atmosferze około 70% rodników hydroksylu OH reaguje z tlenkiem węgla (oczyszcza atmosferę "zmiatając" CO), pozostałe 30% reaguje (utlenia) z metanem (Niedzielski, Gierczak 1991; Wayne 1991).

W skali lokalnej i regionalnej bardziej reaktywne VOC, NMHCs, prowadzą szybko do tworzenia się ozonu. Względnie krótki atmosferyczny czas życia oznacza, że dystrybucje geograficzne są często określane przez lokalny charakter emisji i lokalne warunki meteorologiczne (Wayne 1991; Van Pul 1992; Graedel, Crutzen 1993). Niemetanowe węglowodory, NMHCs, odzwierciedlają działalność przemysłową i stopień natężenia ruchu samochodowego; w obsza-

rach zurbanizowanych i uprzemysłowionych, stężenie NMHCs, przewyższa nawet o dwa rzędy stężenie tych związków w rejonach wiejskich i tzw. rejonach izolowanych (Kołodziejczyk 1991).

Wytwarzanie się ozonu w troposferze na półkuli północnej przewyższa destrukcję ozonu, kiedy suma koncentracji $\text{NO} + \text{NO}_2$ (NO_x) przewyższa 30 ppt (Fishman i in. 1979 – cyt. za Jaffe 1992).

Maksymalne stężenia ozonu zależą od tego, czy teren znajduje się po nawietrznej (ang. upwind), czy po zawietrznej (ang. downwind) stronie głównego źródła pierwotnych zanieczyszczeń NO_x i NMHCs (centrum miasta – duże natężenie ruchu samochodowego), ze względu na reakcję ozonu z tlenkiem azotu NO :



Opóźnianie w czasie między momentem emisji tych zanieczyszczeń a wytwarzaniem się ozonu powoduje, że najwyższe stężenie ozonu występuje w centrum miasta raczej rzadko (ze względu na dużą ilość NO), tylko w warunkach ciszy. Największa koncentracja ozonu występuje (w zależności od prędkości wiatru) na terenach podmiejskich i bardziej odległych terenach wiejskich bez lokalnych źródeł emisji tlenków azotu, położone po zawietrznej stronie głównych źródeł emisji prekursorów ozonu – NO_x i NMHCs; kiedy powietrze jest transportowane z wiatrem (downwind) NO_2 jest fotolizowany i ostatecznie wytwarza się ozon (Wayne 1991; Iwanek 1994; Gawłowski, Niedzielski 1995).

W sprzyjających warunkach meteorologicznych (w okresie letnim) mogą pojawiać się epizody smogu charaktery-

zujące się anomalnie wysokimi koncentracjami ozonu.

Zjawisko smogu

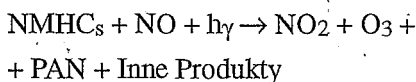
Smog fotochemiczny (regionalne utleniacze) jest krytyczną właściwością atmosfery odzwierciedlającą wytwarzanie się różnorodnych, bardzo reaktywnych i utleniających gazów, szczególnie ozonu troposferycznego (Graedel, Crutzen 1993).

Klasyczne pojęcie smogu wywodzi się z Anglii, a sama nazwa "smog" powstała z połączenia skrótów dwóch słów angielskich: "smoke" (dym) i "fog" (mgła). Zostało ono po raz pierwszy wprowadzone w 1905 roku i odnosiło się do ograniczającej widzialność żółtej mieszaniny dymu węglowego (spalano duże ilości węgla) i mgły (Ewan, Phillips 1975; Wayne 1991). Obecnie pojęcie smog ma znaczenie ogólniejsze i odnosi się do każdej antropogenicznej mgły – ang. haze (Graedel, Crutzen 1993).

W celu ścisłego charakteryzowania groźnych zanieczyszczeń troposferycznych rozróżnia się dwa podstawowe typy smogu: 1 – smog londyński lub siarkowy, zwany też smogiem ze spalania węgla lub smogiem zimowym, 2 – smog fotochemiczny lub typu Los Angeles, określane również jako smog kalifornijski, a także smog letni. Efekty naturalnego smogu fotochemicznego w postaci podrażnienia oczu były rozpoznawane w Kalifornii już w XIX wieku (Wayne 1991). Współczesny nam smog fotochemiczny – smog ery zmotoryzowanej – jest zdeterminowany przede wszystkim wysokimi stężeniami samochodowych gazów spalinowych: tlenków azotu NO_x (głównie NO) i nie-

metanowych węglowodorów (aromatycznych i nienasyconych), stanowiących zanieczyszczenia powietrza. Zanieczyszczenia te pod wpływem światła słonecznego (bliski ultrafiolet i daleka podczerwień) podlegają przemianom do ozonu, dwutlenku azotu, nadtlenków, aldehydów, nadtlenoazotanów oraz aerozoli organicznych i nieorganicznych. O tego rodzaju smogu i jego efektach (podrażnienie oczu, duszność, uszkodzanie roślin uprawnych) doniesiono po raz pierwszy z Los Angeles w 1942 roku.

Mechanizm chemii smogu fotochemicznego można wyrazić ogólnym równaniem:

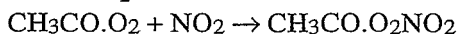


gdzie:

PAN – azotan nadtlenu acetylu.

Smog fotochemiczny powstaje w cieplej porze roku i tylko w dzień, w masie powietrza o wysokiej temperaturze (około 25°C i wyższej) i niskiej wilgotności względnej, podczas pogody bezchmurnej, słonecznej i bezwietrznej (cisza lub słabe wiatry). Są to warunki meteorologiczne odpowiadające antycyklonalnej sytuacji synoptycznej (pogoda wyżowa), charakteryzującej się stabilną równowagą mas powietrza (inwersja temperatury powietrza).

Azotan nadtlenu acetylu, znany powszechnie jako PAN (ang. peroxyacetyl nitrate), $\text{CH}_3\text{CO.O}_2\text{NO}_2$, powstaje z bezpośredniej rekombinacji rodnika nadtlenu acetylu $\text{CH}_3\text{CO.O}_2$ z dwutlenkiem azotu NO_2 :



Naturalnym źródłem PAN jest degradacja izoprenu (Wayne 1991). Został on odkryty w latach pięćdziesiątych i jest znany jako groźny dla człowieka, a zwłaszcza dla roślin składnik smogu, zaklasyfikowany jest, podobnie jak ozon, do gazów cieplarnianych. Obecnie wiadomo, że jest on gazem spizarnianym przechowującym w atmosferze tlenki azotu NO_x , co umożliwia wytwarzanie się znacznych ilości ozonu w nie skażonej troposferze, oddalonej od bezpośrednich, antropogenicznych źródeł NO_2 (np. nad Pacyfikiem).

Smog fotochemiczny, w aspekcie ochrony i kształtowania środowiska, jest określany jako alarmowy stan zanieczyszczenia powietrza, powodowany wysokimi stężeniami zanieczyszczeń emitowanych ze spalinami samochodowymi oraz produktami ich reakcji.

Ozon i PAN zagrażają zdrowiu ludzi i zwierząt, bardziej szkodliwe są dla roślin. Ozon jest toksyną układu oddechowego, ostra ekspozycja na ozon niszczy tkankę układu oddechowego i powoduje obrzęk tkanki płucnej. Przy niższych stężeniach (< 100 ppb) ozon powoduje wystąpienie bólów głowy, kaszel, pieczenie oczu, duszność.

PAN, silny lakrymator, podobnie jak inne utleniacze, ma również wpływ na podrażnienie oczu i łzawienie. Zarówno PAN, jak i ozon są toksyczne dla roślin, przy czym PAN jest uznawany za jedną z najbardziej fitotoksycznych substancji.

Ozon uszkadza tkanki wszystkich roślin i hamuje proces fotosyntezy, ponadto sprzyja podatności na choroby i wysuszenie. Jest on szczególnie groźny dla sosny (*Pinus strobus*, *Pinus ponderosa*), któ-

rym szkodzi już przy stężeniu 50 ppb. Drzewa liściaste wykazują większą odporność na działanie ozonu; niektóre z nich, jak osiki, jesiony, orzechy, zaczynają reagować na ozon dopiero przy jego stężeniu > 250 ppb. Regularna 7-godzinna ekspozycja na ozon przy stężeniu 100–150 ppb wyraźnie obniża plony tytoniu, winorośli, pszenicy, kukurydzy, soi, ziemniaków i lucerny.

PAN działa przede wszystkim na plony roślin trawiastych. Klasycznym uszkodzeniem powodowanym przez PAN są srebrzyste smugi na spodzie liścia, jakby od przymrozków i brązowienie liścia (Niedzielski, Gawłowski 1990; Wayne 1991; Zakrzewski 1995).

Przebieg dobowy i sezonowy ozonu w przyziemnej warstwie powietrza

Koncentracja ozonu przyziemnego charakteryzuje się wyraźną zmiennością dobową i sezonową, determinowaną szerokością geograficzną, lokalnymi warunkami terenowymi (topografia, rodzaj roślinności) i meteorologicznymi (zwłaszcza w średnich szerokościach geograficznych, w tym w Europie) oraz odległością od źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza i czasu ich przemieszczania.

W skażonym środowisku miejskim cykl dzienny substancji śladowych NO , NO_2 i O_3 wykazuje charakterystyczny układ maksimów. Współzależność między koncentracjami NO – NO_2 – O_3 w przebiegu dobowym w warunkach smogu kalifornijskiego jest przedstawiona na rysunku 1 (przemiany tlenków azotu NO_x). We wczesnych godzinach rannych

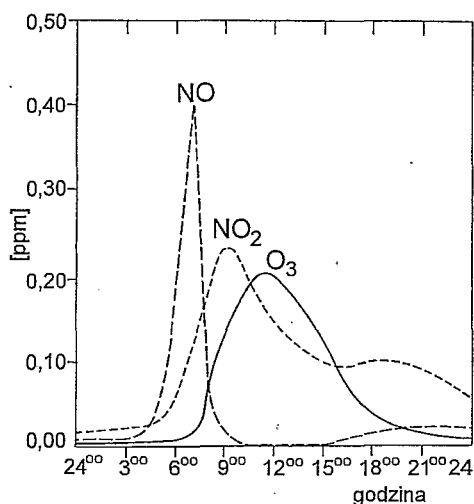
jako pierwsze pojawia się maksimum NO, związane ze zwiększaniem się natężenia lokalnego ruchu samochodowego. Zaraz po nim, wraz ze wzrostem natężenia promieniowania słonecznego, następuje maksimum NO₂ (efekt wzmożonej konwersji pierwotnego NO, do wtórnego NO₂ – reakcja (1), wzrost znaczenia reakcji (2) – tworzenie się ozonu). Dopiero jako trzecie, około południa, pojawia się maksimum O₃, w konsekwencji wzrostu stężenia NO₂ i natężenia promieniowania słonecznego; ze wzrostem stężenia O₃ następuje spadek stężenia NO, dobowe minimum NO ma miejsce w godzinach okołopołudniowych i wczesnym popołudniem (reakcje z rodnikami organicznymi, znaczenie reakcji (6) i (1)). Pojawia się brązowa mgła i tworzy się PAN, silny lakrymator, powodujący łzawienie oczu. W późniejszych godzinach popołudniowych, wraz ze zmniejszaniem się nasłonecznienia, następuje spadek stężenia O₃ i powolny wzrost stężenia NO. Po zachodzie słońca (z powodu braku dopływu promieniowania słonecznego) fotochemiczny mechanizm konwersji NO do NO₂ zanika i przeważa udział reakcji utleniania przez nagromadzony w czasie dnia ozon, i konsekwentnie spada stężenie ozonu w godzinach nocnych do minimum.

Rysunek 2 (przemiany węglowodorów i tlenków azotu NO_x) wskazuje na wyraźną dobową zmienność kilku kluczowych substancji (wtórnych zanieczyszczeń powietrza) smogu kalifornijskiego: ozonu O₃, PAN i kwasu azotowego HNO₃. Sumaryczny spadek stężeń tlenków azotu w ciągu dnia (rys. 1) powodo-

wany jest udziałem NO₂ w reakcjach powstawania kwasu azotowego.

Trendy w epizodach fotochemicznego smogu kalifornijskiego pokazują wyraźnie, że NO₂ tworzy się kosztem NO, a O₃ kosztem NO₂, natomiast węglowodory są konsumowane (Finlayson-Pitts B.J., Pitts J.N. 1977 – cyt. za Wayne 1991). Zostało to potwierdzone w eksperymentach w komorze smogowej z syntetyczną atmosferą dobrze symulującą zachowanie się w czasie substancji zanieczyszczających. Do takich samych wniosków doszli Gawłowski i Niedzielski (1995) na przykładzie badań z Warszawy.

W Polsce występuje także zjawisko smogu fotochemicznego. Wskazują na to wyniki badań stężenia ozonu przyziemnego, prowadzone w latach 1992–1994 w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Na przykład, w Krakowie w 1994 r., na przełomie lipca i sierpnia, w godzinach maksymalnego stężenia ozonu (14–17) notowano średnie 30-minutowe wartości stężeń ozonu ($D_{30(O_3)}$) na poziomie 250 µg/m³ (informacja uzyskana w PIOS w dniu 21 marca 1995 r.). Na stacji IOŚ – EPA w Warszawie (Śródmieście) 2 sierpnia 1994 r. ($D_{30(O_3)}$) stężenie ozonu przekraczało 200 µg/m³ i stanowiło najwyższą wartość chwilową w Warszawie w tymże roku (Gawłowski, Niedzielski 1995). Wykazane stężenia ozonu w okresie letnim w Krakowie i w Warszawie ponad dwukrotnie przekraczają dopuszczalne stężenia obowiązujące w Polsce. Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 12 lutego 1990 roku w sprawie ochrony powietrza przed zanieczyszczeniem (Ciechanowicz

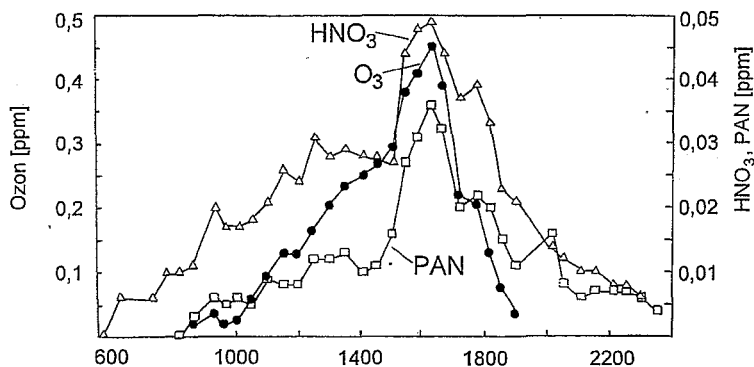


RYSUNEK 1. Przebieg dobowy stężenia tlenu azotu NO, dwutlenku azotu NO₂ i ozonu O₃ (wartości średnie jednogodzinne w ppb) w Los Angeles, 19 czerwca 1965 r. (na podstawie Air Quality Criteria for Nitrogen Oxides, Environmental Protection Agency, Washington, January 1971).

1994) dla obszarów specjalnie chronionych dopuszczalne stężenia 30-minutowe ($D_{30}(O_3)$) i 24-godzinne ($D_{24}(O_3)$) wynoszą odpowiednio $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a dla terenów pozostałych ($D_{30}(O_3)$) wynosi $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a ($D_{24}(O_3)$) – $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Zgodnie z zaleceniami Światowej Organizacji Meteorologicznej WHO z 1987 roku, ze względu na zdrowie ludzi, dopuszczalne stężenia ozonu 30-minutowe i 8-godzinne wynoszą odpowiednio $150\text{--}200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $100\text{--}120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast ze względu na oddziaływanie na rośliny stężenia 1-godzinne i 24-godzinne wynoszą $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a w sezonie wegetacyjnym (100 dni) – $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Iwanek 1993).

Intensywność smogu fotochemicznego w Polsce jest dużo mniejsza niż w krajach zachodnioeuropejskich (stężenia średnie godzinne w Wielkiej Brytanii osiągają $520 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i w Stanach Zjedno-



RYSUNEK 2. Przebieg dobowy stężenia ozonu, PAN i kwasu azotowego podczas epizodu smogu w Kalifornii Południowej 13 października 1978 r. (wg Tuazon E.C., Winer A.C., Pits J.N.jr. 1981 – cyt. za Wayne 1991)

czonych – Kalifornia stężenia średnie godzinne przekraczają niekiedy $660 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Iwanek 1994), natomiast normy polskie są bardziej restrykcyjne, co może niekiedy stwarzać przesadne wrażenie o zagrożeniu ozonem.

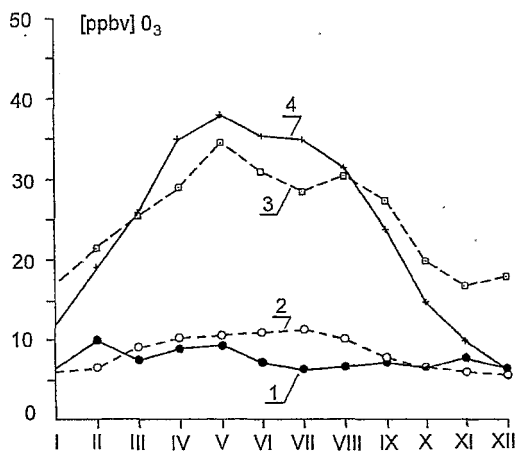
Zmienność dobową i sezonową koncentracji ozonu przyziemnego w warunkach stosunkowo mało skażonych antropogenicznie obszarów Polski przedstawił Jarosławski (1993), na przykładzie danych z Belska z lat 1991 i 1992, z sugestią istotnego wpływu na wiosenno-letnie maksimum ozonu naturalnych węglodorów aromatycznych. Maksimum dobowe ozonu występuje w godzinach popołudniowych, w przebiegu rocznym – w miesiącach letnich.

Na dobowe fluktuacje poziomu ozonu w skali lokalnej mają wpływ epizody

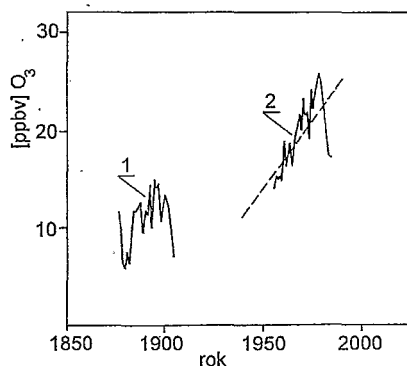
fenowe (bezczmurne niebo, niska wilgotność powietrza, spadek ciśnienia), podczas których masy powietrza są transportowane ze średniej i górnej troposfery do powierzchni ziemi; wówczas to poziom ozonu przyziemnego może być ekwiwalentny poziomom ozonu w troposferze swobodnej (Anfossi i in. 1991).

Trendy w regionalnych i globalnych zmianach ozonu atmosferycznego

Przebieg roczny koncentracji ozonu przyziemnego od około 1850 roku do czasów obecnych uległ istotnym zmianom (rys. 3). Dane historyczne (1 – Montsouris, 2 – Moncalieri) wykazują bardzo słabą zmienność sezonową, w przeciwieństwie do danych obecnych (3 – Cape Arkona, 4 – Ispra). W przypadku stacji 3 – Arkona 3 (stacja ta reprezentuje warstwę graniczną dużych obszarów Europy) występują dwa maksima: pierwsze maksimum wio-



RYSUNEK 3. Średnie miesięczne koncentracje ozonu w przyziemnej warstwie powietrza w erze preindustrialnej (przed około 1850 roku) i obecnie; 1 – obserwatorium w Montsouris pod Paryżem (1876–1886); 2 – obserwatorium w Moncalieri, północna Italia (1868–1893); 3 – niemiecka stacja Cape Arkona – wybrzeże Bałtyku (1983); 4 – półwiejska stacja Ispra – północna Italia (1986–1989) (wg Anfossi 1991)



RYSUNEK 4. Trendy w koncentracjach ozonu zmierzonego w przyziemnej warstwie powietrza: 1 – w Montsouris, 2 – w Arkonie (wg Volz i Kley 1988 – zapożyczone od Penkett 1988)

senne (charakterystyczne dla obszarów mniej skażonych antropogenicznie) pochodzenia stratosferycznego i drugie maksimum letnie związane głównie z procesami fotochemicznymi w skali lokalnej i z procesami transportu w dużej skali. Na stacji 4 Ispra – przebieg roczny ozonu wykazuje raczej jedno szerokie wiosenno-letnie maksimum (Anfossi i in. 1991).

Przemieszczanie się maksimum zawartości ozonu z okresu wiosennego do letniego jest dowodem przewagi procesów fotochemicznych pochodzenia antropogenicznego nad procesami transportu ozonu stratosferycznego.

Analiza rysunku 4 wykazuje wyraźną zmienność ozonu przyziemnego z roku na rok zarówno w erze preindustrialnej, jak i obecnie oraz okołodwukrotny wzrost średnich koncentracji ozonu przyziemnego (i w swobodnej troposferze) w Europie od początku lat pięćdziesiątych, w porównaniu z danymi historycznymi; te ostatnie nie wykazują istotnego trendu.

Przestrzenny rozkład ozonu przyziemnego w skali globalnej w erze preindustrialnej i obecnie (tło ozonu troposferycznego) w lipcu przedstawiony jest na rysunku 5a, b (Graedel, Crutzen 1993). Podobny obraz rozkładu przestrzennego podała Dziewulska-Łosiowa (1993) dla czerwca. Na półkuli północnej, w średnich szerokościach geograficznych, koncentracja ozonu w przyziemnej warstwie powietrza, latem, zwiększyła się ponad dwukrotnie, szczególnie na zawietrznych obszarach ośrodków miejskich i przemysłowych, charakteryzujących się występowaniem intensywnych smogów fotochemicznych. Na tym stosunkowo wąskim pasie kuli ziemskiej skupia się wię-

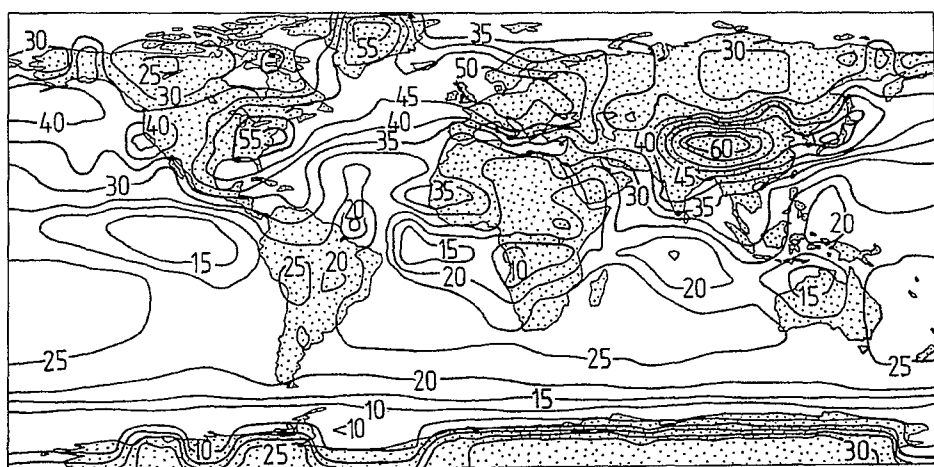
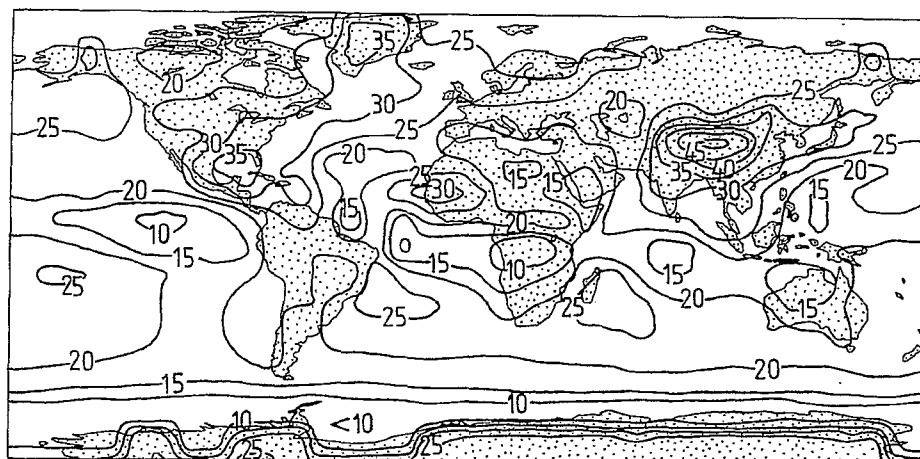
kszość przemysłu ciężkiego i energetycznego, a także większość pojazdów spalinyowych. Następuje więc niekorzystne zjawisko koncentracji zanieczyszczeń powietrza, NO_x i NMHC_s – prekursorów ozonu troposferycznego.

Ten silny wzrost ozonu troposferycznego jest determinowany jednoczesnym występowaniem tlenków azotu i reaktywnych węglowodorów, NMHC_s – ich współistnienie jest niezbędne do tworzenia się ozonu (Penkett 1988; Graedel, Crutzen 1993).

Wzrost ilości ozonu nad ubogimi w NO_x odległymi obszarami oceanicznymi można tłumaczyć między innymi wpływem spizarnianego gazu PAN. W obszarach tropikalnych do wzrostu ozonu w troposferze przyczynia się także spalanie na wielką skalę biomasy.

Ozon w troposferze dolnej, zwłaszcza ozon w przyziemnej warstwie powietrza, oraz ozon w stratosferze (warstwa ozonowa) zachowują się – pod wpływem antropogenicznej działalności – zupełnie odmiennie, a mianowicie: trwałemu wzrostowi stężenia ozonu przyziemnego towarzyszy postępujące ubożenie warstwy ozonowej w skali globalnej (z wyjątkiem strefy międzyzwrotnikowej) z dramatycznym, (ponad 75%) – spadkiem ozonu w antarktycznej dziurze ozonowej.

Na półkuli północnej w średnich i wysokich szerokościach geograficznych w okresach zimowo-wiosennych 1991/1992 i 1992/1993 wystąpiły rekordowo duże spadki całkowitej zawartości ozonu aż do 40–45% poniżej normy w pojedynczych dwóch dniach stycznia w Europie Wschodniej i w europejskiej części Rosji (Degórska, Rajewska-Więch



RYSUNEK 5. Rozkład ozonu w przyziemnej warstwie powietrza (ppb) w lipcu: a – w erze preindustrialnej, bez uwzględnienia antropogenicznej emisji NO_x , b – w czasach obecnych – z uwzględnieniem antropogenicznej emisji NO_x (wg Crutzen i in. – zapożyczone od Graedel, Crutzen 1993)

1994, 1995). Ponadto podczas ostatniej zimy 1994/1995 zanotowano nie notowany dotąd spadek ilości ozonu w stratosferze dolnej w obszarze arktycznego wiru polarnego (SESAME 1994–1995, komunikaty z lutego i marca 1995 roku).

Ujemne trendy w średnich szerokościach geograficznych wynoszą 2–4% na 10 lat. Polska znajduje się w obszarze Europy o największych ujemnych trendach ozonu w stratosferze dolnej (Degórska, Lityńska i in. 1994).

Podsumowanie

1. Ozon w przyziemnej warstwie powietrza jest obecnie pochodzenia głównie antropogenicznego. Pewne ilości O_3 pochodzą ze stratosfery.

2. Silny wzrost koncentracji przyziemnego O_3 występuje w stosunkowo wąskim pasie średnich szerokości geograficznych, zwłaszcza w porze letniej, i jest determinowany w znacznej mierze zwiększającym się wpływem smogu fotochemicznego.

3. Smog fotochemiczny, a zwłaszcza dwa jego składniki: ozon i PAN są szkodliwe dla ludzi, zwierząt, a szczególnie roślin. W przypadku niszczenia roślin, O_3 , NO_2 , PAN i SO_2 – gdy występują jednocześnie – działają synergicznie, tzn. wzmagają szkodliwe działanie już przy niższych stężeniach.

4. Nasilające się w ostatnim dwudziestoleciu dwa odmienne zjawiska w zachowaniu się ozonu atmosferycznego: trwały wzrost stężenia ozonu przyziemnego i postępujące ubożenie warstwy ozonowej (stratosfera dolna) są groźne dla życia na Ziemi. Ozon przyziemny w dużych stężeniach jest toksyczny, natomiast warstwa ozonowa stanowi filtr ochronny przed szkodliwym dla organizmów żywych promieniowaniem słonecznym UV-B.

Literatura

- ANFOSSI D., SANDRONI S., VIARENGO S. 1991: *Tropospheric ozone in nineteenth century: the Moncalieri series* J. of Geograph. Res., Vol. 96, nr D9; 17/359–17/352.
- CIECHANOWICZ J. 1994: Ochrona środowiska. Zbiór przepisów prawnych. Stan prawny na dzień 28 czerwca 1994 r. Wyd. Prawnicze, Gdańsk: 378.
- DEGÓRSKA M., LITYŃSKA Z., PUCHAŁSKI J., RAJEWSKA-WIĘCH B. 1994: Warstwa ozonowa i nadfioletowe promieniowanie Słońca. [W:] Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w 1993 roku. BMŚ, Warszawa: 41–58.
- DEGÓRSKA M., RAJEWSKA-WIĘCH B. 1994: *Globalne niedobory ozonu w latach 1992–1993*. Przegl. Geofiz. R. XXXIX, z. 3; 249–260.
- DEGÓRSKA M., RAJEWSKA-WIĘCH B. 1995: *Warstwa ozonowa w skali globalnej w 1994 roku*. [W:] *Monitoring zawartości ozonu i natężenia promieniowania nadfioletowego*. Praca nie publikowana, wykonana przez IG PAN na zlecenie PIOS w ramach państwowego monitoringu środowiska, Warszawa.
- DZIEWULSKA-ŁOSIOWA A., HRYNIEWICZ R. 1993: *Ozon w stratosferze i troposferze*. Kosmos, t. 42 nr 1 (218); 79–93.
- EWAN M.J.Mc., PHILLIPS L.P. 1975: *Chemistry of the atmosphere*. Edward Arnold, New Zealand (tłum. ros.), red.: Daniłowa i Włosowa, Izd. "Mir", Moskwa 1978; 376.
- GAWŁOWSKI J., NIEDZIELSKI J. 1995: *Modelowanie komputerowe smogu fotochemicznego*. [W:] *Związki organiczne w środowisku i metody ich oznaczania*. BMŚ, Warszawa; 24–38.
- GRAEDEL T.E., CRUTZEN P.J. 1993: *Atmospheric change*. W. H. Freeman and Company, New York; 446.
- IWANEK J. 1994: *Ozon w przyziemnej warstwie atmosfery*. [W:] *Zanieczyszczenia powietrza w Polsce w 1993 roku*. Praca zespołowa, BMŚ, Warszawa; 261–269.
- JAFFE D.A. 1992: *The nitrogen cycle*. [W:] *Global biogeochemical cycles* (red. S.S. Butcher i in.), Academic Press, London; 263–284.
- JAROSŁAWSKI J. 1993: *Pomiar zawartości ozonu w przyziemnej warstwie atmosfery w Bel-sku*. Przegl. Geofiz., R. XXXVIII, z. 3–4; 255–259.
- KOŁODZIEJCZYK A.M. 1991: *Zanieczyszczenie powietrza związkami organicznymi*. [W:] *Związki organiczne w środowisku i metody ich oznaczania*, Warszawa; 13–43.
- NIEDZIELSKI J., GAWŁOWSKI J. 1990: *Źródła emisji i przemiany chemiczne w atmosferze*. [W:] *Węglowodory w środowisku i metody ich oznaczania*. Warszawa; 29–49.

NIEDZIELSKI J., GIERCZAK T. 1991: *Przemiany chemiczne w atmosferze gazowych zanieczyszczeń organicznych*. [W:] *Związki organiczne w środowisku i metody ich oznaczania*. Warszawa; 45–90.

PENKETT S.A. 1988: *Indications and causes of ozone increase in the troposphere*. [W:] *The changing atmosphere* (red.) F.S. Rowland, I.S.A. Isaksen; John Wiley and Sons, Chichester; 91–103.

Second European Stratospheric Arctic and Mid-latitude Experiment (SESAME) 1994–1995. Komunikaty z lutego i marca 1995 r.

VAN PUL W.A.J. 1992: *The flux of ozone to a maize crop and underlying soil during a growing season*. Wageningen; 147.

WAYNE R.P. 1991: *Chemistry of atmospheres*. Second edition. Clarendon Press, Oxford; 447.

ZAKRZEWSKI S.Z. 1995: *Podstawy toksykologii środowiska* (tłum. z ang.) PWN, Warszawa; 262.

Summary

Ozone in the troposphere. In the paper, on the basis of accessible literature of subject, the questions formation of the tropospheric ozone and the distribution of surface ozone for the preindustrial era and for the present are presented. The phenomenon of photochemical smog and its serious negative influence on man environment (toxic for humans, animals and plants), especially of ozone and peroxyacetyl nitrate, PAN, are also described, in brief.

Authors' address

B. Łykowski; Cz. Szwed-Ilnicka
Warsaw Agricultural University – SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Ocena stanu technicznego zapór bocznych zbiornika "Dębe" metodą fotointerpretacyjną

Wprowadzenie

Zapewnienie bezpieczeństwa pracy budowli ziemnych piętrzących wymaga przeprowadzenia okresowych kontroli ich stanu technicznego. Metodę fotointerpretacyjną wykorzystano w pierwszym etapie systemowej oceny stanu technicznego zapór bocznych zbiornika "Dębe". Zdjęcia lotnicze wykonano w optymalnej skali 1:5 tys. na specjalnym materiale fotograficznym uczulonym na podczerwień, w terminie rozpoczęcia wegetacji roślinności. Umożliwiły one sporządzenie szczegółowej analizy elementów środowiska przyrodniczego, potrzebnych do oceny stanu zapór. Wytypowano odcinki zapór do terenowych badań geotechnicznych, co zredukowało zasięg tych prac.

Obszar badań

Obszar badawczy obejmuje zbiornik "Dębe" (rys. 1). Interpretację zdjęć lotniczych wykonano dla następujących obiektów zbiornika:

- | | |
|----------------------|--------|
| • zapory Wieliszew | 6,6 km |
| • zapory Białobrzegi | 1,2 km |
| • zapory Rządza | 5,6 km |

- | | |
|----------------------------|---------|
| • obwałowania rzeki Rządzy | 3,5 km |
| • zapory Arciechów | 9,1 km |
| • zapory Popowo | 3,2 km |
| • zapory Kania | 5,1 km |
| • zapory Gąsiorowo | 10,4 km |
| • zapory Prut | 9,2 km |
| • obwałowania rzeki Prut | 0,5 km |

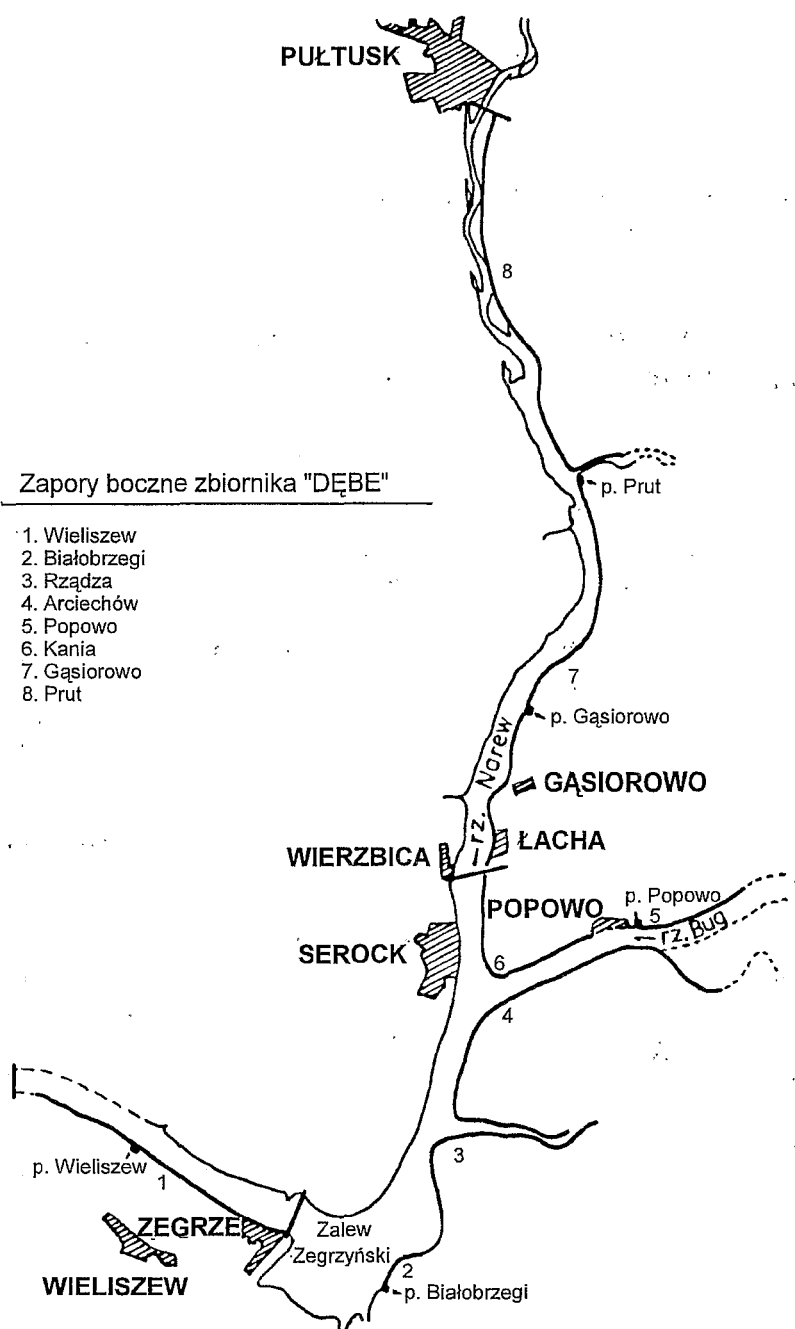
Ogółem:	54,4 km
---------	---------

Materiały i sprzęt fotointerpretacyjny

W badaniach wykorzystano zdjęcia lotnicze wykonane w maju 1993 r. kamerą Wild RC-1 ($c_k = 153$ mm, filtr 2 x pomarańczowy). Skala zdjęć 1:5 tys., format zdjęć 23 x 23 cm, pokrycie podłużne zdjęć 60%. Zastosowano film spektrostrefowy Kodak 2443. Obiekty sfotografowano na 132 zdjęciach w dziewięciu szeregach. Koszt wykonania nalotu wyniósł 90 mln starych złotych. Materiał pomocniczy stanowiły: mapy topograficzne w skali 1:25 tys., mapy topograficzne w skali 1:10 tys., mapy tematyczne, opracowania projektowe, ekspertyzy, kontrolne pomiary geodezyjne i wyniki

Zapory boczne zbiornika "DĘBE"

1. Wieliszew
2. Białobrzegi
3. Rządza
4. Arciechów
5. Popowo
6. Kania
7. Gąsiorowo
8. Prut



RYСУNEK 1. Lokalizacja zapór bocznych zbiornika "Dębe"

wizji terenowych z lat poprzednich (Geoteko 1992).

Do prac fotointerpretacyjnych zastosowano typowy sprzęt: lupy fotointerpretacyjne, stereoskopy, interpretoskop oraz autograf Topocart. Zdjęcia obserwowano w świetle przechodzącym.

Zakres badań i uzyskane wyniki

W procesie fotointerpretacyjnym analizowano m.in. następujące elementy środowiska przyrodniczego, potrzebne do sformułowania oceny stanu technicznego zapór:

- zbiorniki wodne (naturalne i sztuczne),
- ciekі wodne,
- rowy melioracyjne,
- linię brzegową,
- budowle regulacyjne,
- przejścia zapory przez starorzecza,
- zmiany geometrii korpusu zapory,
- uszkodzenia korpusu i skarp zapory,
- braki w zadarnieniu skarp zapory,
- przejścia i przejazdy przez zaporę, wjazdy na koronę zapory,
- tereny silnie uwilgotnione,
- miejsca wskazujące na prawdopodobną filtrację przez zaporę,
- tereny objęte erozją,
- zakrzaczenia i zadrzewienia,
- tereny zabudowane, lasy, użytki zielone, grunty orne.

Obserwowano korpus każdej zapory i tereny przyległe od strony odwodnej (wraz z linią brzegową i pasem wodnym) oraz od strony odpowietrznej (pas szerokości minimum 50 m).

Zastosowany w badaniach film spektrostrefowy przedstawia teren w barwach zafałszowanych, ułatwiających

fotointerpretatorowi analizowanie ww. elementów. W szczególności pozwala on wnioskować o wilgotności terenu oraz rodzaju i stanie roślinności. Barwa wskazuje pośrednio miejsca potencjalnie zagrożone filtracją przez korpus lub podłoże zapory oraz miejsca zagrożone erozją. Duże znaczenie ma również położenie zidentyfikowanego elementu i jego powiązanie z elementami sąsiadującymi.

Obserwacja stereoskopowa zdjęć umożliwia obserwację kształtu zapory, wskazanie miejsc zakłóceń geometrii korpusu oraz wgląd w morfologię terenu przyległego do zapory.

Wyniki prac fotointerpretacyjnych przedstawiono w formie tabelarycznej i graficznej. Tabele zawierają szczegółowy opis zlokalizowanych elementów wraz z hektometrażem. Zastosowano podział na teren od strony odwodnej, korpus zapory i teren od strony odpowietrznej (tab. 1). Zinterpretowane elementy środowiska przyrodniczego zaznaczono za pomocą przyjętych graficznych znaków umownych na powiększeniach map topograficznych w skali 1:5 tys. (rys. 2).

Uzyskane informacje zweryfikowano i uzupełniono badaniami rejestracyjno-bioindykacyjnymi, polegającymi na bezpośredniej obserwacji wzrokowej w terenie wału wraz z budowlami oraz terenu zawala i międzywala wraz z korytem rzeki. Podstawę oceny stanowi w tych badaniach rejestracja określonych wskaźników niewłaściwego stanu technicznego wału i ich analiza (Pawłat, Nazaruk 1987).

Metoda fotointerpretacyjna pozwoliła na opracowanie wstępnej oceny stanu technicznego zapór. Wytypowano miejsca wymagające szczegółowych badań

TABELA. Fotointerpretacyjna ocena stanu technicznego zapory "Gąsiorowo"

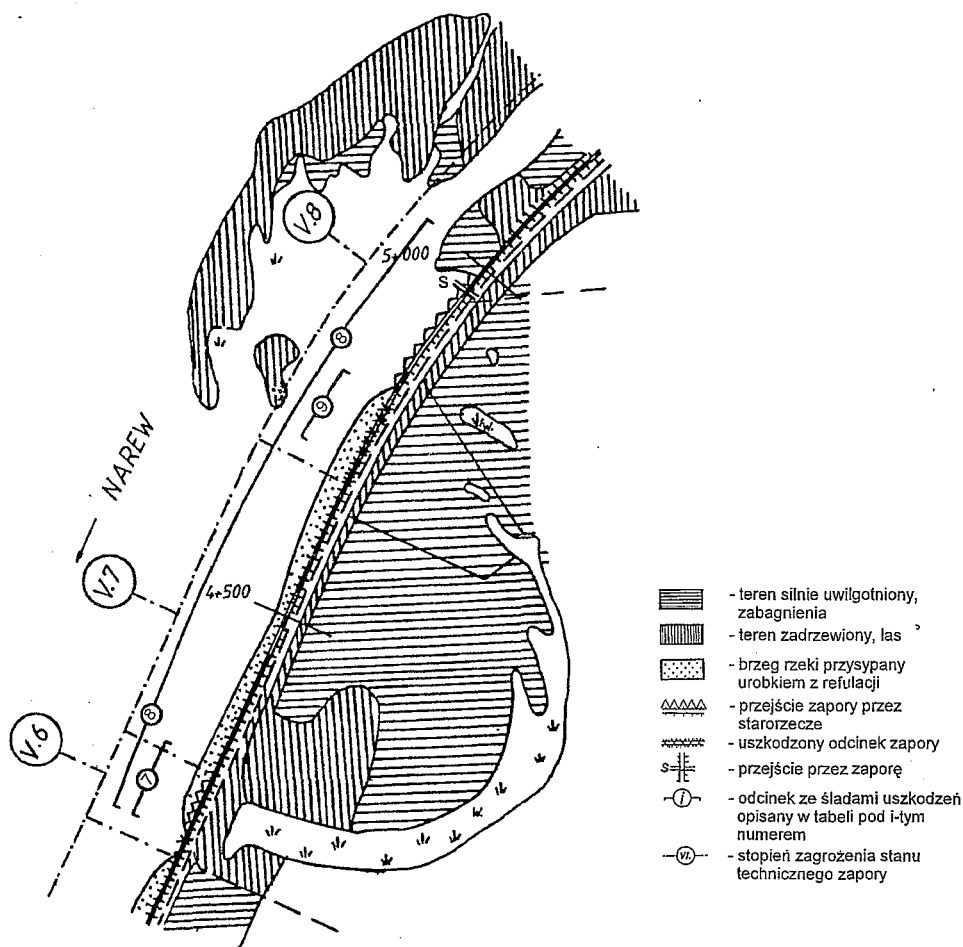
Teren od strony odwodnej	Korpus zapory	Teren od strony odpowietrznej
1	2	3
0+000 most na drodze prowadzącej z Wierzbicy do miejscowości Łacha; na odcinku 400 m utrudniona fotointerpretacja (teren zasłonięty przez cień chmury)		
0+000 – 0+120 brzeg umocniony płytami betonowymi; brak widocznych śladów uszkodzeń;	0+000 – 0+600 korpus zapory w dobrym stanie;	0+000 – 1+525 tereny zabudowane; równoległe do osi podłużnej zapory, niedaleko podstawy, rośnie rząd drzew; u podstawy zapory biegnie rów opaskowy; brak widocznych śladów uszkodzeń
0+720 – 0+770 brzeg odchodzi od zapory (piaszczysta łącha)	0+600 – 0+700 korona zapory rozjeżdżona; jeden wjazd na koronę i dwa przejścia przez koronę	
0+770 – 1+525 brzeg umocniony płytami betonowymi	0+770 – 0+860 korpus zapory w dobrym stanie;	
	0+860 – 0+880 jedno przejście przez koronę zapory; drobne uszkodzenia zapory; uszkodzenie ławki od strony odpowietrznej;	
	(1) 0+900 – 0+950 wzmocniona wegetacja roślin na skarpie zapory od strony odpowietrznej, świadcząca o możliwej filtracji przez korpus zapory;	
	0+950 – 1+100 korpus zapory w dobrym stanie;	
	1+100 – 1+110 jedno przejście przez koronę zapory; drobne uszkodzenie korony;	
	1+ 110 – 1+190 korpus w dobrym stanie;	
	(2) 1+ 190 – 1+220 jeden przejazd przez koronę; korona uszkodzona; widoczne deniwelacje na koronie; ślady erozji na skarpach;	
	1+ 220 – 1+525 korpus zapory w dobrym stanie.	

cd. tabeli 1

1	2	3
1+525 – 2+150 brzeg w stanie naturalnym, wysoki, prawdopodobnie na całym odcinku umocniony płytami betonowymi; zadrzewiony; na końcowym odcinku brzeg obniża się; linia brzegowa w kształcie półokręgu; brak widocznych śladów uszkodzeń	1 + 525 – 2 + 150 zapora przechodzi w skarpe brzegu naturalnego; brak śladów uszkodzeń	1+525 – 2+150 teren zadrzewiony; zabudowa rekreacyjna; teren w kształcie zaokrąglonego półwyspu; na odcinku 200 m teren częściowo pozbawiony szaty roślinnej; brak widocznych śladów uszkodzeń
(3) 2+150 – 2+350 brzeg piaszczysty, częściowo zadrzewiony i zakrzaczony; brzeg obniża się; linia brzegowa zbliża się do zapory; teren rozjeżdżony i rozdeptany (plaża), liczne deniwelacje	(4) 2+150 – 2+350 wjazd na koronę zapory; liczne przejścia przez koronę; korona i skarpy zapory zniszczone; widoczne zmiany geometrii korpusu zapory; po ławce od strony odpowietrznej biegnie droga, która odchodzi w stronę rowu opaskowego	(5) 2+150 – 3+200 równolegle do osi podłużnej zapory biegnie rów opaskowy z dochodzącymi do niego rowami melioracyjnymi; wzdłuż rowu rosną krzewy, teren łąk i pastwisk, bardzo podmokły; prawdopodobna filtracja wody przez korpus zapory;
2+350 – 3+720 brzeg umocniony płytami betonowymi przysypanymi częściowo urobkiem z refulacji; widoczna zabudowa biologiczna;	2+350 – 3+190 korona zapory w dobrym stanie;	(6) 3+200 – 4+190 teren łąk bardzo podmokłych; liczne oczka wodne; fragment starorzecza wypełnionego wodą (200 m od zapory); rów opaskowy z rzędem rosnących przy nim drzew; wzmożona vegetacja roślin na skarpach rowu opaskowego; możliwa filtracja wody przez korpus zapory
3+720 – 3+780 brzeg podmyty; urobek z refulacji wyniesiony;	3+190 – 3+220 dwa przejścia przez koronę; brak widocznych uszkodzeń korony zapory;	
3+780 – 4+190 brzeg usypany urobkiem z refulacji	3+220 – 3+950 korona zapory w dobrym stanie;	
	3+950 – 4+000 wjazd na koronę zapory; korona nieznacznie rozjeżdżona;	
	4+000 – 4+190 korona w dobrym stanie.	
4+190 upust wody do Narwi (przepompownia);	(7) 4+190 – 4+300 zapora przechodzi przez starorzecze; w osi upustu erozja korony zapory i jej skarpy od strony odpowietrznej;	(8) 4 + 190 – 5 + 000 teren starorzecza, oczka wodne, bardzo podmokłe łąki; prawdopodobna filtracja przez korpus zapory; rów opaskowy odchodzi od starorzecza; rząd drzew i krzewów przy rowie opaskowym
4+190 – 4+820 brzeg usypany urobkiem z refulacji	4+300 – 4+700 korpus zapory w dobrym stanie;	
4+820 – 4+980 brzeg Narwi bez umocnienia urobkiem z refulacji (linia brzegowa bliżej zapory)	(9) 4+700 – 4+800 uszkodzenie skarpy zapory od strony odwodnej (erozja);	
	4+800 – 5+000 zapora przechodzi przez starorzecze	

cd. tabeli 1

1	2	3
4+980 – 5+470 brzeg naturalny odchodzi od zapory; teren podmokły, zadrzewiony, zakrzaczony	5+000 – 5+370 korpus zapory w dobrym stanie; (10) 5+370 – 5+420 przejazd przez koronę zapory; korona i obie skarpy zapory uszkodzone; 5+420 – 5+500 korpus w dobrym stanie	5+000 – 5+470 teren zabudowy letniskowej; las sosnowy; droga biegnie u podstawy zapory od strony odpowietrznej; rów opaskowy



RYSUNEK 2. Mapka fotointerpretacyjna zapory Gąsiorowo – fragment (oryginalna skala opracowania 1:5 tys.)

geotechnicznych, mających na celu określenie przyczyn oraz stopnia zagrożenia awarią. Dzięki zastosowanej metodzie fotointerpretacyjnej zredukowano zasięg kosztownych i pracochłonnych badań terenowych.

Wnioski

1. Metodę fotointerpretacyjną należy stosować jako podstawową w pierwszym etapie badań składających się na opracowanie systemowej oceny stanu technicznego zapór.

2. Badania fotointerpretacyjne powinny być zweryfikowane i uzupełnione badaniami rejestracyjno-bioindykacyjnymi, prowadzonymi w terminie wykonania nalotu.

3. Metoda fotointerpretacyjna umożliwia lokalizację uszkodzeń korony i skarp zapory oraz odcinków prawdopodobnej filtracji przez jej korpus lub podłoże.

4. Przyjęte parametry zdjęć lotniczych (film spektrostrefowy, skala zdjęć 1:5 tys., majowy termin nalotu) okazały się optymalne dla rozwiązywania założeń problemów.

5. Wykonane zdjęcia lotnicze i opracowanie fotogrametryczne będą cennym materiałem porównawczym podczas następnej, okresowej kontroli stanu technicznego zapór.

Literatura

- GEOTEKO sp. z o.o. 1992: *Program badań inwentaryzacyjnych stanu technicznego zapór bocznych zbiornika "Dębe"*. Wesoła k. Warszawy.
- GEOTEKO sp. z o.o. 1993, 1993: *Ocena stanu technicznego zapór bocznych zbiornika "Dębe"* Wesoła k. Warszawy.

HAŁKOWSKI J. 1986: *Ocena przydatności zdjęć lotniczych do badania wybranych zmian fizjograficznych meliorowanych dolin rzek nizinnych SGGW* (praca doktorska).

KODAR E., MIRECKI J., SZYMAŃSKI A., WOLSKI W., PAWŁATH H. 1993: *Ocena systemowa zagrożeń zapory bocznej "Białobrzegi"*. X Krajowa Konferencja Mechaniki Gruntów i Fundamentowania.

ORŁOWSKI P. 1986: *Analiza możliwości wykorzystania modelu stereoskopowego w projektowaniu sieci melioracyjnej SGGW*. (praca doktorska).

PAWŁATH H., NAZARUK M. 1987: *Metoda rejestracyjno-bioindykacyjna oceny stanu technicznego wałów przeciwpowodziowych w czasie przeglądu*. Melioracje Rolne-Biuletyn Informacyjny nr 3.

SZYMAŃSKI A., WOLSKI W. 1985: *Wytyczne systemowej oceny stanu technicznego wałów przeciwpowodziowych*. Katedra Geotechniki SGGW. Opracowanie w ramach tematu PR-7 02.03.01.

Summary

The estimation of the technical state of the side dams of The Dębe reservoir by means of the photointerpretation method. The security of the functioning of earth construction damming up water requires temporary controls of their technical state. The article presents the examinations of the side dams (54,4 km in length) of The Dębe reservoir with the help of the photointerpretation method. The results of the interpretation of the colour infrared image aerial photographs (Kodak 2443) have been shown in the tabular and graphic forms. The obtained information, verified and completed with the bioindication method, made it possible to indicate the places requiring detailed geotechnical examinations.

This, in turn, has reduced considerably the range of terrain activities.

Authors' address

J. Hałkowski, P. Orłowski, W. Buczek
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Wymagania stawiane przy projektowaniu inwestycji wodnomelioracyjnych zapewniające ograniczenie ingerencji w środowisko przyrodnicze

Wstęp

Podstawową przesłanką w projektowaniu technicznym jest dążenie do uzyskania dla projektowanego obiektu określonych pozytywnych wartości użytkowych, humanistycznych, ekonomicznych i techniczno-organizacyjnych. Polega ono na przygotowaniu odpowiedniego systemu modeli, wzorów i wytycznych, potrzebnych do prawidłowej realizacji przedsięwzięcia.

Ochrona środowiska stawia wymagania, które w bardzo istotny sposób wpływają na projekt. Natomiast projekt i ww. wymagania mogą stanowić dla wykonawcy bardzo trudne lub w określonych warunkach niewykonalne zadania pod względem fizycznym, technologicznym ekonomicznym i finansowym.

Podstawowe wymagania stawiane w aktach prawnych

Poniżej zamieszczono wyciągi z przepisów, jakim należy podporządkować proces projektowania, wykonaw-

stwa i eksploatacji inwestycji, tak aby ograniczyć jej szkodliwy wpływ na środowisko.

Ustawa o ochronie i kształtowaniu środowiska z 31.01.1980 r. w Dziale III Rozdz. 2. Art. 68.2. stanowi, że:

Inwestor i projektant przy przygotowywaniu inwestycji o charakterze gospodarczym są obowiązani stosować procesy technologiczne najmniej uciążliwe dla środowiska oraz racjonalnie rozwiązać problem postępowania z odpadami i ściekami, w szczególności gospodarczego ich wykorzystania.

68.5 Rozwiązania projektowanej inwestycji mogące pogorszyć stan środowiska podlegają ocenie rzeczoznawcy wskazanego przez terenowy organ administracji państwowej stopnia wojewódzkiego w zakresie oddziaływania tych inwestycji na środowisko oraz w uzgodnieniu z tym organem.

Zarządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 23.04.1990 r. dotyczące oceny oddziaływania inwestycji i obiektów budowlanych na środowisko stwierdza, że

powinna ona spełniać następujące wymagania:

§4.1.

1) obejmować elementy środowiska: powietrze, powierzchnię ziemi, glebę, kopaliny, wody powierzchniowe, podziemne i środowisko morskie, świat roślinny i zwierzęcy we wzajemnym ich powiązaniu.

2) uwzględniać fazy realizacji i eksploatacji, a w uzasadnionych przypadkach także likwidacji inwestycji, łącznie z obiektami towarzyszącymi i obiektami zaplecza oraz uwzględnieniem prawdopodobnych sytuacji awaryjnych.

3) przyjmować, stosownie do potrzeb i możliwości, za podstawę dane ilościowe, w tym dane zebrane w ramach wyprzedzających opracowań i badań środowiska oraz istniejące dane obserwacyjne i pomiarowe o stanie zanieczyszczenia środowiska lub innych uciążliwościach....

§5.

Ocena oddziaływania inwestycji na środowisko jako podstawa uzgodnień dokonywanych przy udzielaniu wskazań lokalizacyjnych powinna dotyczyć wszystkich wariantów inwestycji, rozpatrywanych w ramach postępowania lokalizacyjnego.

Kompleksowa ocena oddziaływania inwestycji na środowisko, niezbędna do uzyskania opinii wymaganych przy przedstawianiu wniosku o wydanie decyzji o ustaleniu lokalizacji ... powinna zawierać:

1) charakterystykę terenu w bezpośrednim sąsiedztwie obiektu i obecnego stanu środowiska ze wskazaniem ele-

mentów, na które będzie wpływać w sposób znaczący

2) określenie dopuszczalnych oddziaływań i uciążliwości dla środowiska

3) oszacowanie znaczących, prawdopodobnych oddziaływań na poszczególne elementy środowiska i zdrowie ludzi oraz walory krajobrazowe z określeniem oddziaływań bezpośrednich, pośrednich i długotrwałych, wynikających z wykorzystania zasobów naturalnych, w tym kopalin, emisji zanieczyszczeń i innych uciążliwości oraz wytwarzanych lub składowanych odpadów, dane służące do określania wielkości dopuszczalnych emisji substancji zanieczyszczających powietrze, hałasu, wibracji oraz innych uciążliwości dla środowiska oraz dane służące do określania warunków, na jakich mogłyby zostać udzielone pozwolenia wodnoprawne na pobór wody i odprowadzenie ścieków...

5) określenie warunków korzystania ze środowiska

§ 6. Ocena oddziaływania na środowisko rozwiązania projektowego inwestycji mogącej pogorszyć stan środowiska powinna odpowiadać warunkom określonym we wcześniejszych paragrafach, a ponadto zawierać:

1) porównanie zastosowanego rozwiązania technologicznego z innymi stosowanymi w praktyce krajowej lub zagranicznej w aspekcie optymalnego oddziaływania na środowisko lub uciążliwości dla środowiska

2) ocenę stopnia realizacji ustaleń zawartych w decyzjach o ustaleniu lokalizacji, określających warunki korzystania ze środowiska lub określających zakres i sposób usunięcia przyczyn szkodliwego

oddziaływania na środowisko lub przywrócenia środowiska do stanu właściwego (Nowotczyński 1993).

Metoda projektowania

Przystępując do projektowania należy znać wpływ środowiska przyrodniczego i społecznego na inwestycję, jak również wpływ jej efektów na środowisko, które podlega wielorakim przekształceniom wraz z realizacją projektów technicznych.

Zasięg planowanych i realizowanych przedsięwzięć bywa tak duży, że istotne stają się wszystkie uboczne skutki, które trudno przewidzieć. Są one różnorodne i zdarza się, że ujawniają się dopiero po pewnym czasie działania obiektu. Przewidywanie tych skutków łączy się z dużym stopniem niepewności, dlatego powinno się nim zajmować szerokie grono fachowców najwyższej klasy.

Szczególnie przydatnym do rozwiązywania problemów realizacji inwestycji może być podejście systemowe, które stwarza wygodny pomost pojęciowy, niezbędny do tworzenia wspólnego języka pomiędzy różnymi dyscyplinami, np. nauki przyrodnicze, nauki techniczne.

Projektowanie obiektów jest nieodłączne z projektowaniem procesu ich wykonania, jest zatem projektowaniem systemu złożonego z dwóch podsystemów: Pierwszego stanowiącego projekt obiektu (opis) i drugiego stanowiącego projekt jego wykonania (przepis) (Bojarski 1984).

Najważniejszym etapem w trakcie tworzenia opisu systemu jest analiza systemu, którą należy prowadzić badając i

obserwując system rzeczywisty, czyli obszar, w który będziemy ingerować inwestycją oraz rozpatrywać rozwiązania konstrukcyjne i technologiczne, które muszą być zrealizowane, aby inwestycja spełniała swoje zadania.

W trakcie analizy należy ustalić:

1) W jakim otoczeniu będzie znajdował się projektowany obiekt, np. czy jest to teren chronionego krajobrazu, czy były już wcześniejsze inwestycje, a obecnie jest kontynuacja lub renowacja itp.

2) Cel, jakiemu będzie służył, np. odwodnienia, ochrona przed powodzią, piętrzenie dla celów gospodarczych czy może tylko rekreacyjnych, gromadzenie odpadów.

3) Jak istniejące otoczenie oddziałuje na analizowaną inwestycję, np. czy istnieją drogi, czy są szczególne wymagania co do trasy wałów, jaki jest rozbiór wody lub zrzut zanieczyszczeń, jakie jest zapotrzebowanie społeczne itp.

4) Jakie skutki wywołują działania związane z inwestycją w otoczeniu, np. czy zmniejszą się lub zwiększą zagrożenia środowiska, czy wzrosną plony, czy konieczna będzie przebudowa infrastruktury, czy powstaną zmiany klimatyczne itp.

5) Jakie ograniczenia ilościowe i jakościowe będzie narzucało otoczenie na projektowany obiekt, np. wymogi ochrony środowiska, wymogi hydrologiczne, geologiczne, ekonomiczne.

6) Jakie są elementy: która interesująca nas cecha lub zespół cech opisujących elementy mają decydujący wpływ na realizację ustalonego w punkcie 2 celu tzw. ograniczenia systemu (w przypadku inwestycji melioracyjnych mogą one nie-

raz znajdować się w otoczeniu systemu, a niekoniecznie w samym systemie, może też być to rozwiązanie techniczne bardzo trudne do wykonania ze względu na wymogi środowiska).

7) Jakie są konieczne do zrealizowania inwestycji ciągi wyspecjalizowanych zadań (technologia realizacji) i jakie jest ich wzajemne powiązanie (harmonogram).

8) Jakie skutki może wywołać w systemie stworzonym przez realizowaną inwestycję oraz w otoczeniu przyjęta technologia prac oraz ich organizacja, np. wpływ maszyn na środowisko, niewłaściwe z punktu widzenia przyrodniczego terminy realizacji pewnych elementów inwestycji.

9) Na które procesy technologiczne należy zwrócić szczególną uwagę, aby ich skutki oddziaływania na środowisko można było zminimalizować tak, aby ograniczenia z punktów 5 i 6 były w pełni respektowane, a zarazem cel został właściwie zrealizowany.

Bez przeprowadzenia powyższej analizy nie można przystąpić do wykonania projektu technicznego, który w pełni uwzględniłby problematykę środowiska przyrodniczego.

Problemy, które należy rozwiązywać w trakcie projektowania

Przystępując do projektowania urządzeń melioracyjnych na użytkach rolnych, należy w pierwszej kolejności ustalić ich zasięg obszarowy oraz należy przeanalizować, czy nie zachodzi konieczność wyłączeń z melioracji pewnych elementów tego obszaru bądź czy zmiana

użytkowania nie będzie korzystna dla środowiska.

Wyłączenia mogą dotyczyć obszarów:

- uznanych za cenne przyrodniczo (np. objęte ochroną prawną),
- charakteryzujących się niewielką przydatnością rolniczą,
- trudnych do melioracji i późniejszej eksploatacji.

Zalecane jest przeanalizowanie możliwości:

- ograniczenia głębokich przekopów na gruntach przepuszczalnych lub zastąpienia przekopów rurociągami, a w wyjątkowych przypadkach pompowniami,
- ograniczenia długości sieci rowów przez szersze stosowanie rurociągów.
- ograniczenie wycinania drzew porastających stare rowy przez ich jednostronną rozbudowę,
- zachowania istniejących kęp i pasów zadrzewień z odpowiednim dostosowaniem do ich lokalizacji układu sieci drenarskiej,
- ochrony oczek wodnych z ewentualnym ich dostosowaniem do retencjonowania wody,
- wykorzystania naturalnych i sztucznych zagłębień do zakładania biofiltrów,
- ochrony małych potoków i źródeł prowadzących stale wodę,
- stosowania regulowanego odpływu na rowach odprowadzających wodę z drenowania,
- ochrony łąk smużnych przed zamianą na pola orne,
- ochrony i wykorzystania dla retencjonowania wody starorzeczy na obszarze polderów użytkowanych jako grunty orne.

Projekty regulacji rzek powinny być opracowywane łącznie ze studiami, programami, planami lub innymi materiałami odnoszącymi się do zagospodarowania doliny rzeki, a w przypadkach uzasadnionych całości lub części jej zlewni. Obecnie dąży się coraz częściej do realizacji tzw. regulacji naturalnej, czyli tak wykonanej, aby rzeka uregulowana była zbliżona w swoim charakterze do rzeki w stanie naturalnym. Regulacja naturalna powinna spełniać wymagania, które dzielone są na dwie grupy:

- pierwszą obejmującą wymagania wynikające z potrzeby ograniczenia degradacji zasobów ekologicznych rzeki i doliny, tzn. ukierunkowane na ochronę przed zniszczeniem tych wszystkich wartości naturalnej rzeki, które decydują o jej znaczeniu przyrodniczym,

- drugą grupę stanowią wymagania prawie zawsze spełniane dotychczas w regulacji rzek, czyli wymagania techniczne i gospodarcze (przeprowadzenie określonych ilości wody, utrzymanie odpowiednich poziomów w korycie, ograniczenie erozji i zamulenia, poprawa warunków przepływu i inne).

Regulacja nie powinna niszczyć różnorodności ukształtowań terenu, brzegów, sieci wodnej, akwenów wód stojących oraz fauny i flory, gdyż – jak się przyjmuje, bogactwo form naturalnych decyduje o wartościach przyrodniczych, rekreacyjnych oraz gospodarczych rzeki i doliny.

Trasa uregulowanej rzeki nie powinna ulec dużemu skróceniu w porównaniu z trasą naturalną, prowadzi to bowiem do zwiększenia prędkości, a z nią procesów erozyjnych oraz naruszenia równowagi

hydrobiologicznej. Liczne przecięcia meandrów i prostowanie trasy powodują konieczność wycinania drzew i niszczą naturalny krajobraz (Żbikowski, Żelazo 1993).

Należy ograniczać ingerencję w warunki przepływu wody i związane z nimi procesy hydrodynamiczne w korycie. Należy tak prowadzić regulację, aby w miejscach, gdzie chcemy zmniejszyć prędkość przepływu, umieszczać naturalne przeszkody (kamienie, palisady) przyczyniające się do zróżnicowania brzegów i dna oraz stanowiące miejsca schronienia i odpoczynku dla ryb. Umocnienia skarp i dna (w miejscach bystrotoków) powinny być wykonywane z materiałów naturalnych (kamień, wiklina).

Pozostawiać należy nienaruszone skupiska właściwej danemu siedlisku roślinności nadbrzeżnej i skarpowej. W jak najmniej naruszonym stanie powinien być zachowywany pas przybrzeżny doliny, jego ukształtowanie i roślinność. Powinno dążyć się do ograniczenia długości obwałowań rzeki oraz zwiększenia ich rozstawy, tak by wykorzystać w możliwie wysokim stopniu naturalną zdolność retencyjną doliny (Illicki, Łoś 1989).

Kanały są to najczęściej budowle wykonywane od podstaw, czasami tylko wykorzystywane są elementy istniejącej sieci hydrograficznej. Dlatego projektując kanał, należy dążyć do rozwiązań, które upodabniałyby je do cieków naturalnych. Unikać powinno się kanałów w formie koryt żelbetowych i akweduktów. Trasa kanału powinna prowadzić łukami i w miarę możliwości powinno unikać się wykonywania ich w nasypie. Uszczelnienia i wykładziny kanałów powinny być

przykrywane materiałami naturalnymi (kamień, darnina). Aby kanał bardziej wkomponować w krajobraz, powinien być on przynajmniej jednostronnie obsadzony drzewami, które jednocześnie poprzez zacienienie zwierciadła ograniczają rozwój roślinności dennej i przybrzeżnej. Kanały, które nie posiadają tak jak rzeki naturalnych brodów, powinny mieć zaprojektowane miejsca, gdzie skarpy byłyby łagodniejsze i posiadały większą szorstkość (bruk), aby wędrująca zwierzyzna mogła mieć dostęp do wody oraz mogła swobodnie przekraczać tę przeszkodę.

Budowle piętrzące, zapory i jazy mają zawsze charakter sztucznych obiektów, wyraźnie odróżniających się od otaczającej je przyrody. Natomiast zbiorniki utworzone przez spiętrzenie wody przegrodą mają w większości przypadków charakter jezior naturalnych nie kolidujących z otaczającym krajobrazem i przyrodą. Wyjątek stanowią zbiorniki o bardzo dużych wahaniach poziomu wody.

Konstrukcja budowli ma jednak dużo mniejsze znaczenie dla środowiska niż zbiornik, którego oddziaływanie na otoczenie może być bardzo duże i trudne do jednoznacznego ustalenia na etapie projektowania. Oddziaływania zbiorników dzieli się na:

- oddziaływanie na zagospodarowanie i rozwój przyległego terenu,
- oddziaływanie na otaczające środowisko przyrodnicze.

Budowle wodne wykonywane są z reguły z żelbetu. Jeżeli to jest możliwe, należy dążyć do wykonywania również z elementów drewnianych w konstru-

kcjach, okładzin kamiennych, a przy dostępności kamienia wykonywać budowle betonowo-kamienne.

Wymagania stawiane wykonawstwu

Przy realizacji wszelkiego rodzaju prac melioracyjnych i hydrotechnicznych zasadniczą grupę robót stanowią roboty ziemne. Przystępując do nich należy w pierwszej kolejności przeprowadzić prace geodezyjne mające na celu wyznaczenie elementów sytuacji i wysokości. Następnym etapem prac, polegającym na przygotowaniu terenu, należy poprzedzić badaniami polegającymi na dokładnym rozpoznaniu terenu i istniejących na nim obiektów oraz wysokiej zieleni. Oczyszczenie przyszłych terenów polega na:

- zabezpieczeniu lub usunięciu istniejących w terenie urządzeń technicznych,
- zabezpieczeniu przed uszkodzeniem drzew i krzewów, jeżeli projekt przewiduje ich pozostawienie; drzewa przewidziane do usunięcia zaleca się ścinać w okresie listopad-luty,
- usunięciu rumowisk, pni, odpadów, wysypisk itp.,
- zabezpieczeniu obiektów prawem chronionych, takich jak: pomniki przyrody i kultury, wykopaliska archeologiczne itp.,
- zabezpieczeniu cieków przed zakłóceniem przepływu lub zanieczyszczeniem wód.

Darninę i ziemię roślinną należy usunąć w granicach wyznaczonej budowli i zabezpieczyć do ponownego jej wykorzystania. Teren budowy zabezpiecza się przed dopływem wód powierzchniowych

i opadowych. Wykonywane bywa również obniżenie wód gruntowych, gdy uniemożliwiają one prowadzenie robót. Prowadzenie robót odwadniających i obsługa zasięgu depresji musi odbywać się zgodnie z warunkami ustalonymi w projekcie i pozwoleniu wodnoprawnym. Przed przystąpieniem do robót należy ustalić trasy przejazdu maszyn i sprzętu po terenie, wykonać projektowane drogi i budowle tymczasowe bądź dokonać niezbędnych napraw dróg i budowli.

W trakcie ustalania rozmiaru prac karczunkowo-zrębowych należy dążyć do maksymalnego ograniczenia robót. Wykopy rowów należy wykonywać w takiej kolejności, aby w każdej fazie robót był zapewniony odpływ wód opadowych i gruntowych. Należy dążyć do bilansowania mas ziemnych wykopów i nasypów, unikając niepotrzebnych robót ziemnych. Wydobyty z wykopu grunt, przewidziany do rozplantowania na przyległym terenie, powinien być czasowo składowany po jednej stronie wykopu, wyjątkowo po dwóch, gdy nie występują tam drzewa i krzewy. Plantowanie urobku należy wykonać w możliwie krótkim czasie po wykonaniu wykopów, tak aby można było jak najszybciej zagospodarować lub rekultywować zniszczony pas terenu. Rekultywacji musi być poddany również teren zniszczony przez pracę maszyn i sprzętu.

Konieczność ochrony roślinności i terenu wpływa na wybór technologii wykonawstwa i stosowanych maszyn. W niektórych przypadkach może wystąpić konieczność ręcznego wykonywania robót.

Wszystkie budowle i roboty mające tylko czasowe zastosowanie niszczą otaczające środowisko przyrodnicze, niszcząc roślinność i krajobraz, niszczą ziemię urodzajną i zniekształcają całą powierzchnię terenu. Zaplecze budowy powinno zajmować jak najmniejszą powierzchnię terenu i być wyznaczone w takim miejscu, aby znajdować się w bezpiecznej odległości od cennych biotopów. Należy je tak lokalizować, aby zapewniona była łatwa komunikacja z całym terenem budowy. Obecnie z uwagi na coraz łatwiejsze warunki organizacji zaopatrzenia można ograniczyć powierzchnię magazynów i składów, a surowce i prefabrykaty mogą być dowożone bezpośrednio od producenta lub ze stałych baz w miejscu wbudowania. Należy wyznaczyć miejsca, na których bezwzględnie nie można składować żadnych materiałów, ani z których nie można pobierać gruntu. Wyznaczone muszą być miejsca gromadzenia śmieci i innych odpadków powstających w czasie budowy. Szczególnie zabezpieczone muszą być miejsca postoju i napraw maszyn, gdzie może zachodzić groźba skażenia terenu tankowym bądź spuszczanym olejem.

Sposoby konserwacji i eksploatacji muszą być opracowane już na etapie projektu, ponieważ po wykonaniu obiektu i nowym zadrzewieniu oraz ukształtowaniu terenu może się okazać, że jego konserwacja będzie ingerencją w środowisko. Dlatego też na etapie projektowania należy przewidzieć drogi i dostęp dla różnego rodzaju maszyn konserwacyjnych. Im wpływ na środowisko ma być mniejszy, tym rzadsza powinna być ingerencja sprzętu stosowanego do konserwacji. Za-

biegi takie można zminimalizować przez odpowiednie rozwiązania projektowe.

Szkodliwe oddziaływanie można również ograniczyć poprzez zmianę technologii prac oraz opracowywanie projektów organizacji robót zapewniających minimalne uszczerbki w środowisku przyrodniczym oraz poprzez ustalenie właściwej kolejności oraz terminów wykonywania prac.

Podsumowanie i wnioski

Przedstawione powyżej wymagania wskazują na problemy, które należy szczególnie uwzględnić w trakcie procesu inwestycyjnego. Analizy tych problemów pozwolą ustalić przyczyny i skutki zaburzeń równowagi biologicznej w środowisku.

Znajomość przytoczonych aktów prawnych oraz postępowanie wg podanej metody projektowania pozwoli na podejmowanie trafnych decyzji na etapie programowania i planowania, a następnie przyjęcie ostatecznego rozwiązania projektowego, które będzie spełniało wszystkie warunki zapewniające ograniczenie ingerencji w środowisko od strony rozwiązań technicznych, a zarazem będzie uwzględniało możliwości realizacyjne.

Literatura

- BOJARSKI W. 1984: *Podstawy analizy i inżynierii systemów*. PWN, Warszawa.
- GASPARSKI W. (red.) 1988: *Projektownictwo. Elementy wiedzy o projektowaniu*. WNT, Warszawa.
- ILNICKI P., ŁOŚ M. 1989: *Ochrona środowiska w melioracjach*. Biblioteka SITWiM Z. 1, Warszawa.
- KRAM B., GIERA G. 1990: *Lokalizacja inwestycji a ochrona środowiska w świetle przepisów prawnych*. Biuletyn Komisji ds. Oceny Oddziaływania na Środowisko nr 1.
- NOWOTCZYŃSKI J. (red.) 1993: *Ochrona środowiska. Przepisy prawne*. Izba Projektowania Budowlanego, Warszawa.
- RADZISZEWSKI E. 1985: *Ochrona środowiska w budownictwie*. Poradnik techniczno-prawny. Arkady, Warszawa.
- ŻBIKOWSKI A., ŻELAZO J. 1993: *Ochrona środowiska w budownictwie wodnym*. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Mat. informacyjne, Warszawa.

Summary

Designing procedure with requirements of structures influence on environment. Planning aims at obtaining certain positive utility values for a designed structure. Ecological requirements may significantly influence the project itself and, in consequence, its realization.

While designing one should be aware of the influences of social and natural environment on designing process. One must also be familiar with the influence of the project on environment.

System engineering method may be suggested in the designing process. Designing procedures will consist in: pre-designing analysis, system designing introduction and utilisation of it.

Designers should analyse the data concerning environmental, technical, social and economical conditions together with restrictions concerning the designed structure. They should also work out the detailed plan of execution of the project taking into account an outcome of the analysis and should also describe conditions under which the structure will be utilized.

Author's address

W. Misiak

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

XXVI Kongres Międzynarodowej Asocjacji Badań Hydraulicznych (International Association of Hydraulic Research – IAHR),

Londyn, 11–15.09.1995

Utworzona w 1935 r. Międzynarodowa Asocjacja Badań Hydraulicznych – IAHR jest organizacją zrzeszającą inżynierów i naukowców zainteresowanych hydrauliką (wraz z wieloma aspektami hydrologii i mechaniki płynów) i jej szerokim zastosowaniem. IAHR stymuluje i promuje badania podstawowe i stosowane oraz ukierunkowuje działania badaczy i praktyków na rzecz optymalizacji światowych zasobów wodnych i procesów przemysłowych.

XXVI Kongres IAHR, którego przewodni temat brzmiał "HYDRAULIC Research and its Application next century – HYDRA 2000", zorganizowano w Instytucie Inżynierów Budownictwa Lądowego i Wodnego w dzielnicy Westminster w centrum Londynu.

Artykuły i komunikaty nadesłano na Kongres na cztery, zaproponowane przez organizatorów, następujące grupy tematyczne:

1. Integration of research approaches and applications
2. Industrial hydraulics and multi-phase flows
3. Future paths in maritime hydraulics

4. The hydraulics of water resources and their development.

Sesje kongresowe odpowiadające poszczególnym grupom tematycznym rozpoczynały się wykładem wprowadzającym, po którym następowała prezentacja referatów i komunikatów. Wykłady wprowadzające do ww. grup tematycznych wygłosili: prof. J.J. Peters z Belgii (temat jak w pkt. 1), prof. M.A. Leschzner z Wielkiej Brytanii ("Modelling turbulence in physically complex flows"), prof. H.J. De Vriend z Holandii (temat jak w pkt. 3) i dr R.A. Bailey z Wielkiej Brytanii (temat jak w pkt. 4).

Teksty wykładów wprowadzających oraz zakwalifikowanych do prezentacji referatów i komunikatów wydrukowano w poszczególnych tomach materiałów kongresowych. Tom 1, o objętości 619 str., zawiera 106 referatów i komunikatów zgrupowanych w cztery następujące zagadnienia: a) Turbulent flow and exchange processes: linking small and large (engineering) scales, b) Interaction of physical and numerical modelling and its support by informatic tools, c) Advanced experimentation and instrumentation in complex or extreme flow conditions, d)

Dynamic and stochastic approaches in hydraulic and hydrological engineering. Tom 2, o objętości 263 str., zawiera 39 referatów i komunikatów przyporządkowanych trzem grupom tematycznym: a) Development and application of models for flows with head transfer and natural convection, b) Studies of complex flows in industrial instalations, c) Advances in modelling of multii-phase flows. W tomie 3, o objętości 356 str., znajdują się 62 referaty i komunikaty w czterech grupach zagadnień: a) Ekosystems and environmental problems: role and application of hydrodynamics in understanding and modelling, b) Coastal and estuarine morphodynamics: sediment dynamics, new numerical techniques, consequences of sea level rise, use of remote sensing, c) Wave generation and propagation: new predictive techniques, effect of future climate change, use of remote sensing, d) Coastal engineering: hard and soft protection techniques, costal management, expert systems, effect of climate change, designe for recreational purposees and marinas. W tomie 4, o objętości 426 str., opublikowano 72 referaty i komunikaty przyporządkowane pięciu grupom zagadnień: a) Low flow problems in rives: quantity and quality aspects, augmentation methods, b) Abstraction and salinity intrusion: rivers, estuaries, coasts, predictive modelling, case studies, c) ground-water problems: quantity and quality aspects, recharge, d) Resorvoir management: sedimentation, water quality, selective withdrawal, e) Integrated management of basin-wide water resources: engineering and environmental aspects.

Ponadto 18 artykułów studenckich nadesłanych na konkurs im. Johna F. Kennedy'ego, byłego prezydenta IAHR oraz znanego inżyniera i naukowca z dziedziny inżynierii rzecznej, tworzy piąty tom materiałów kongresowych o objętości 108 stron.

Integralną częścią Kongresu było pięć następujących seminariów, które prowadzili:

- The EC MARine Science and Technology research programme (MAST) – dr R.L. Soulsbury z Inst. of Civil Engineers z Londynu
- Hydraulic modelling of ecological criteria – prof. H.W. Shen z University of California, z USA
- Morphology of rivers estuaries and coasts – prof. G. di Silvio z University of Padua, z Włoch
- Modelling of two-stage channels – prof. D.W. Knight z University of Birmingham, z Wielkiej Brytanii
- Training the hydraulic engineer for the 21st century – dr G. Thompson z Partener, Binnie & Partners, z Wielkiej Brytanii.

Ponadto przeprowadzono tzw. forum specjalistów nt. "Management of research" koordynowane przez prof. P.L. Violleta z Laboratoire Nationale d'Hydraulique, Chatou we Francji, oraz drugie pt. "Hydroinformatics" – koordynowane przez prof. M.B. Abbota z IHE Delft w Holandii. Referaty i komunikaty przedstawiane na tych spotkaniach nie zostały objęte materiałami konferencyjnymi.

Kongres zgromadził ok. 580 uczestników z 48 krajów. Najliczniej reprezentowane były Wielka Brytania i Japonia – po ok. 90 osób. Na uwagę zasługuje także

liczny i aktywny udział uczestników z krajów byłego "bloku wschodniego" (28 osób z 8 krajów, w tym dwóch uczestników z Polski).

Na Kongresie wybrano też nowe władze – prezydentem IAHR został Prof. H.

Kobus z Uniwersytetu w Stuttgarcie w RFN. Następny XXVII Kongres IAHR odbędzie się w San Francisco w dn. 10–15.08.1997 r.

Kazimierz Banasik

Monitorowanie i modelowanie procesów hydrologicznych w zmieniającym się środowisku

– Sympozjum naukowe, Pionki, 4–5.09.1995

Sympozjum zorganizowała Katedra Budownictwa Wodnego SGGW we współpracy z Prywatną Wyższą Szkołą Ochrony Środowiska w Radomiu i Sekcją Hydrologii Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, przy finansowym poparciu także Ministerstwa Edukacji Narodowej. W sympozjum, którego celem było przedstawienie stanu wiedzy i aktualnych, prowadzonych w kraju, prac badawczych w zakresie monitorowania i modelowania procesów hydrologicznych, udział wzięło ponad 50 osób z jednostek uczelnianych (Politechniki Krakowskiej, Politechniki Warszawskiej, Uniwersytetu Śląskiego, Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej, Wyższej Szkoły Pedagogicznej z Kielc, Akademii Rolniczej z Wrocławia, Prywatnej Wyższej Szkoły Ochrony Środowiska, SGGW), instytutów naukowych (IMGW, IMUZ, IBL), laboratoriów badawczych przy zakładach przemysłowych (ZTS "Pronit" w Pionkach, Elektrowni Kozienice) oraz z administracji państwowej (Urzędu Wojewódzkiego i Urzędu Miasta w Radomiu).

Spotkanie otworzył kierownik Katedry Budownictwa Wodnego SGGW prof. dr hab. A. Byczkowski, witając gości i uczestników sympozjum oraz wprowadzając zebranych w jego tematykę. Sym-

pozjum naukowe pt. "Monitorowanie i modelowanie procesów hydrologicznych w zmieniającym się środowisku" wychodzi swoją tematyką naprzeciw aktualnym problemom współczesnej hydrologii. Stałe zmiany zachodzące w naturalnym środowisku, przyspieszone w istotny sposób przez czynnik antropogeniczny, powodują konieczność stosowania w hydrologii nowoczesnych metod badawczych. Od wielu już lat do opisywania procesów hydrologicznych stosowane są metody modelowania matematycznego, a dane liczbowe do modeli uzyskiwane są drogą monitorowania przestrzeni stanowiącej obiekt badań. Sympozjum zostało zorganizowane w Pionkach na obszarze zlewni rzeki Zagożdżonki. Na obszarze tym Katedra Budownictwa Wodnego SGGW prowadzi od wielu lat badania zarówno w zakresie monitorowania, jak i modelowania procesów hydrologicznych.

Na sympozjum wygłoszono 12 referatów, opublikowanych także w materiałach konferencyjnych. Sześć referatów wygłoszono pierwszego dnia w sesji pt. "Monitorowanie" i sześć drugiego dnia w sesji pt. "Modelowanie". Poniżej przedstawiono tytuły i autorów referatów wraz z krótkim omówieniem przedstawionych zagadnień. Przy dwóch lub większej licz-

bie autorów podkreślono nazwisko osoby referującej.

Przewodnictwo sesji pierwszej objęli: prof. dr hab. Anatol Peretiatkowicz – rektor Prywatnej Wyższej Szkoły Ochrony Środowiska w Radomiu i prof. dr hab. Jan Skibiński z Katedry Budownictwa Wodnego SGGW. W referacie pierwszym pt. "Monitoring płynących wód powierzchniowych" prof. dr hab. A. Byczkowski omówił zasady monitoringu środowiska, stanowiącego zorganizowany system pomiarów wielkości charakteryzujących stan środowiska, ze szczególnym uwzględnieniem monitoringu płynących wód powierzchniowych. Zwrócił uwagę na konieczność bardziej wyraźnego wyartykułowania aspektu ilościowego w programie monitoringu wód powierzchniowych. Dr hab. J. Ostrowski w "Programie małych zlewni IMGW" przedstawił rolę małych zlewni w badaniach dla potrzeb użytkowników informacji hydrologicznej. Scharakteryzował zakres badawczy Programu Małych Zlewni IMGW, w tym m.in. organizację i problemy utrzymania sieci pomiarowej, pomiary ilościowe i jakościowe odpływu rzeczny i opadu, zbiory danych pomiarowych. Wymienił ważniejsze osiągnięcia i perspektywy programu. Dr inż. T. Pyrcioch w referacie "Fluktuacje hydrologiczne w środowisku Zagożdżonki" omówił próbę synergetycznego podejścia do ekosystemu tej rzeki. Przedstawił, na podstawie wyników pomiarów Stacji Sanitarnej-Epidemiologicznej, fluktuacje kilku wybranych wskaźników zanieczyszczeń i jakości wody wzdłuż biegu rzeki. W artykule "Stanowisko pomiarowe do badań na ilością i jakością odpływu z

małej zlewni rolniczej", opracowanym przez dr. hab. inż. K. Banasika, mgr. inż. J. Gładeckiego, mgr. inż. **D. Górskiego** i Z. Pietraszka, omówiono specjalistyczną aparaturę i system zbierania danych hydrologiczno-meteorologicznych w profilu Czarna na Zagożdżonce.

Dr inż. **Z. Popek** i mgr inż. J. Gładecki w referacie "Stanowisko do ciągłego pomiaru rumowiska wleczonego" przedstawili zasadę pracy systemów pomiarowych oraz projekt stanowiska przewidzianego do wykonania na rzece Zagożdżonce w profilu Czarna. W ostatnim referacie tej sesji zatytułowanym "Wyniki badań stężeń związków azotu, fosforu i żelaza w odpływie rzeczny z górnej części zlewni Zagożdżonki (powyżej Pionek)", opracowanym przez dr. hab. **K. Banasika**, mgr inż. E. Rudzką i mgr. inż. A. Śmietankę, przedstawiono ocenę jakości wód w dwóch profilach na podstawie czteroletnich pomiarów. Stwierdzono występowanie w odpływie, mimo braku punktowych źródeł zanieczyszczeń, wysokich stężeń azotu organicznego, fosforanów i żelaza, natomiast niskich azotu amonowego i azotanowego.

Sesji nt. "Modelowania" przewodniczyła prof. dr hab. M. Ozga-Zielińska z Politechniki Warszawskiej, sprawująca także funkcję przewodniczącej Komitetu Gospodarki Wodnej PAN. W referacie prof. dr. hab. L. Radczuk i dr. hab. **S. Ignara** pt. "Uwarunkowania postępu w modelowaniu procesów hydrologicznych" przedstawiono propozycję do dyskusji nad rozwiązaniem problemu modelowania procesów hydrologicznych w zmieniającym się środowisku. Prof. dr hab. B. Więzik zreferował zagadnienie pt.

"Matematyczny model odpływu ze zlewni o parametrach dyskretnie rozłożonych". Obszarem dyskretyzacji przestrzennej są zlewnie cząstkowe. Elementami modelu są submodele opadu efektywnego i transformacji opadu efektywnego w odpływ powierzchniowy, w poszczególnych zlewniach cząstkowych, oraz submodel transformacji fali wezbrań w korycie rzeki. Przedstawiony model może być zastosowany do symulacji i prognozy odpływu w czasie rzeczywistym z dowolnej zlewni posiadającej standardowe dane hydrometeorologiczne. W referacie "Analiza i modelowanie wartości współczynnika odpływu powierzchniowego w małych zlewniach nizinnych" dr inż. T. Szymczak omówił m.in. związki współczynnika odpływu z czynnikami hydrometeorologicznymi w warunkach małych zlewni nizinnych, a także metodę obliczania maksymalnych wartości współczynnika opartą na koncepcji zmiennych powierzchni obszarów zasilania. Dr hab. S. Smolik w referacie "Opis standardowego roku opadowego wybranej miejscowości" zaproponował określoną funkcję regresji do opisu sumy (liczonej od początku roku) opadów. Podał sposób estymowania parametrów wprowadzonej funkcji regresji. W referacie prof. dr. hab. **T. Brandyka**, mgr. inż. J. Szatyłowicza, dr. hab. P. Hewelke oraz mgr. inż. R. Oleszczuka, zatytułowanym "Modelowanie ruchu wody w glebach o zmiennej geometrii" omówiono tworzenie się w glebach uprzywilejowanych dróg filtracji i podjęto próbę opisu prze-

pływu wody w glinie bardzo ciężkiej charakteryzującej się występowaniem szczelin. Zagadnienie pt. "Modelowanie procesu infiltracji wody w glebach z makroporami" przedstawił zespół autorów w składzie: mgr inż. **J. Szatyłowicz**, prof. dr. hab. T. Brandyk, dr. hab. P. Hewelke, mgr inż. T. Gnatowski i mgr inż. D. Szejsza. Przeanalizowano wpływ makroporów glebowych na przebieg zjawiska filtracji. Zjawisko analizowano w trzech rodzajach przy wykorzystaniu modelu komputerowego.

Uczestnikom sympozjum zaprezentowano także stanowisko pomiarowe w Czarnej oraz badania hydrologiczne i rumowiskowe prowadzone w zlewni rzeki Zagożdżonki, będącej obiektem badawczym Katedry Budownictwa Wodnego, w czasie wyjazdu terenowego.

Podsumowując, można uznać, biorąc pod uwagę liczną reprezentację krajowych ośrodków zajmujących się pomiarami i modelowaniem procesów hydrologicznych oraz dyskusje z przedstawicielami lokalnych urzędów o potrzebach regionu, a także wypowiedzi innych uczestników, iż sympozjum spełniło oczekiwania organizatorów. Było ono forum wymiany doświadczeń specjalistów zajmujących się tymi samymi bądź zbliżonymi zagadnieniami. Wielu uczestników wyrażało chęć i deklarowało możliwości współpracy.

Kazimierz Banasik
Sekretarz sympozjum