

Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Zeszyt 13

Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Zeszyt 13

Warszawa 1997

Spis treści

PRACE ORYGINALNE

F. MACIAK, E. BIERNACKA, T. SUCHECKA: Ocena działania sztucznie uformowanych złóż torfowo-mineralnych do oczyszczania wód ze składników nawozowych (NPK)	3
J. SZUKALSKI, K. KULICKI: Podstawowe procesy i rozwiązania oczyszczania wody do celów technologicznych	23
J. SZUKALSKI, K. KULICKI: Rezultaty prac badawczo-rozwojowych nad oczyszczalnikami wody do celów technologicznych	35
J. SZUKALSKI, K. KULICKI: Budowa oczyszczalników o wydajności 5 m ³ /dobę przeznaczonych do celów technologicznych oraz problemy i rezultaty realizacji technicznej rozwiązań	45
L. RECZEK, T. SIWIEC: Analiza zmian jakości wody z utworów trzecio- i czwartorzędowych na przykładzie wód pochodzących ze studni SGGW	53
S. SMOLIK: Wpływ usłonecznienia na oscylacje temperatury gruntu	67
S. SMOLIK: Statystyczny opis usłonecznienia wybranej miejscowości	77
W. MIODUSZEWSKI, A. ŚLESICKA, S. JURCZUK: Analiza dynamiki wód gruntowych na dolinowym obiekcie melioracyjnym	85
A. AGOPSOWICZ, P. PIJARCZYK: Influence of solid waste dumped under wet conditions in Siedliska Landfill on water contamination in surrounding pools	97
W. ROGIŃSKI, P. WICHOWSKI: Ocena efektywności semiperiodycznej oczyszczalni ścieków dla Państwowego Domu Pomocy Społecznej w Zakrzewie	111
W. PTACH: Badania modelowe nawodnień wgłębnych z wykorzystaniem miernika TDR	117

PRACE METODYCZNE

J. WYSOCKI: Zagadnienie numerycznej aproksymacji powierzchni terenu w opracowaniach warstwicowych metodami komputerowymi	129
S. BIEDUGNIS, M. RAMADAN: Model matematyczny wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego	137
J. SZATYŁOWICZ, D. SZEJBA, T. BRANDYK, E. WANIEK: Określanie parametrów transportu roztworów soli w glebie metodą laboratoryjną	145

PRZEGLĄD ZAGADNIENÍ NAUKOWYCH

M. AGOPSOWICZ, E. BIERNACKA: Prawodawstwo w zakresie przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych	157
---	-----

M. AGOPSOWICZ: Analiza błędów popełnianych przy zakładaniu wysypisk gminnych . . .	169
A. CIEPIEŁOWSKI: Stan melioracji w lasach ze szczególnym zwróceniem uwagi na małą retencję	179
K. LESZCZYŃSKA, B. LESZCZYŃSKI: Matematyczny model kreowania oceny w procesie dydaktycznym	185
H. KAZIEKO, L. KAZIEKO: W poszukiwaniu modelu matematycznego	189
M. BRZOZOWSKI: Ocena możliwości ochrony jeziora Drużno przed degradacją	195
C. SZWED-ILNICKA, W. PRZEWOŹNICZUK: O problemach ubożenia warstwy ozonowej i jej obecnym stanie nad półkulą północną	211
B. ŁYKOWSKI: Automatyczna stacja monitoringu powietrza atmosferycznego Warszawa-Ursynów	223

WYBRANE PRACE DYPLOMOWE

A. KOZIOŁ, E. KUBRAK, K. KUŚMIERCZUK: Uwagi o stanie badań warunków przepływu w korytach dwudzielnych z roślinnością wysoką	229
A. MUČKA: Zaporowa armatura wodociągowa – kryteria doboru	245
A. PROROK: Regionalizm w drewnianej zabudowie mieszkaniowej Supraśla	255

Z ŻYCIA WYDZIAŁU

J. BOGARDI: Acceptance speech on the occasion of the conferment of the academic degree of „Doctor Honoris Causa” by the Faculty of Land Reclamation and Environmental Engineering of the Warsaw Agricultural University (SGGW) Warsaw on 20th June 1996	263
A. CIEPIEŁOWSKI: Cele i zadania Wydziałowej Komisji Nauki	269

ZESPÓŁ REDAKCYJNY

Andrzej Ciepielowski, Bonifacy Łykowski (przewodniczący), Mieczysław Połoiński

RECENZENCI

Andrzej Ciepielowski, Ludwik Sz. Dąbkowski, Janusz Kubrak, Stefan Liwski, Bonifacy Łykowski, Romuald Madany, Marcin Pisarski, Władysław Rogiński, Tadeusz Siwiec, Edward Wienclaw

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

Korekta – Jadwiga Rydzewska

ISBN 83-00-03093-X



Wydawnictwo SGGW

Nakład 120 + 30 egz. Ark. wyd. 19,0. Ark. druk. 17,25

Oddano do druku w październiku 1997 r. Wyd. 1583

Wydrukowano w Zakładzie Małej Poligrafii Wydawnictwa SGGW. Zam. 123/97

Franciszek MACIAK, Elżbieta BIERNACKA, Teresa SUCHECKA

Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW

Ocena działania sztucznie uformowanych złóż torfowo-mineralnych do oczyszczania wód ze składników nawozowych (NPK)

Wstęp

Nadmierny dopływ związków organicznych i soli pokarmowych do wód powierzchniowych i gruntowych powoduje ich eutrofizację. Składnikami wprowadzanymi do wód w dużych ilościach są najczęściej azot amonowy i azotanowy oraz fosfor i potas (Gircuszkiewicz-Bajtlik 1987; Pawlik-Dobrowolski 1990).

Brak oczyszczalni ścieków i kanalizacji na wsi oraz obfite nawożenie mineralne słabych, łatwo przepuszczalnych gleb, stanowią często główny czynnik kształtujący chemizm wód powierzchniowych i odcieków drenarskich na niektórych obszarach Polski (Borowiec, Zabłocki 1990; Mazur 1990; Terelak, Ponder 1990).

Celem niniejszej pracy było zbadanie możliwości oczyszczania wód rz. Jezioraki z makroskładników (NPK) przy użyciu sztucznie spreparowanych „złóż” filtracyjnych z torfu wysokiego i torfu niskiego, zalegających na warstwie mine-

ralnej o zróżnicowanych właściwościach fizyczno-chemicznych.

Aby uzyskać bardziej wyraźny efekt oczyszczania wód, część naturalnej wody rz. Jezioraki (300 mm) poddano oczyszczeniu na złożach w ciągu 3 miesięcy, drugą część wody (300 mm) dodatkowo wzbogacono w analizowane pierwiastki (NPK) i poddano oczyszczaniu przez złoża w ciągu dalszych 3 miesięcy.

Opis doświadczenia i metody

Doświadczenie modelowe (w skali laboratoryjnej) nad oczyszczaniem wód przeprowadzono w lizymetrach przy użyciu sztucznie spreparowanych „złóż” filtracyjnych z torfu wysokiego i torfu niskiego o miąższości 15 cm, podścielonych piętnastocentymetrową warstwą piasku lub taką samą warstwą popiołu elektrownianego (z węgla brunatnego) albo również taką warstwą popiołu (z węgla kamiennego) lub zeolitu. Dla łatwiejszego odpływu „odcieków” (w cza-

sie oczyszczania wód) na dno lizymetrów wprowadzono pięciocentymetrową warstwę żwiru.

Spreparowane w formie „złóż” utwory o miąższości warstwy podścielającej (mineralnej) piętnastocentymetrowej i powierzchniowej takiej samej warstwie torfu zostały wprowadzone do (451) lizymetrów.

W ciągu 3 pierwszych miesięcy (przy dawce miesięcznie 100 mm wody na lizymetr) zastosowano 300 mm naturalnych wód z rz. Jezioroki. Dalsze 3 dawki (po 100 mm miesięcznie) zostały dodatkowo wzbogacone w pierwiastki: N, P, K. Pierwiastki te zastosowano w następujących formach: N – KNO_3 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, K – KNO_3 , P – w formie (46%) superfosfatu (tab. 1). W sumie w ciągu 6 miesięcy zastosowano 600 mm wód na powierzchnię lizymetru ($F = 0,1134 \text{ m}^2$).

Dwa doświadczenia lizymetryczne: 1) z użyciem torfu wysokiego, 2) torfu niskiego – przeprowadzono w 3 powtórzeniach (tab. 1). Odcieki z każdego miesiąca po zakończeniu filtracji służyły do analiz chemicznych.

Niektóre właściwości chemiczne utworów, będących składową częścią spreparowanych złóż zawiera tabela 2. Zwraca w niej uwagę niski bądź wysoki odczyn oraz znaczna ilość niektórych pierwiastków w torfach i podścielających torfy: piasku, popiołach, zeolicie i żwirze. Dotyczy to zwłaszcza zawartych tam pierwiastków – Mg i Na, mogących mieć istotny wpływ na stopień oczyszczania z nich wód rzeki Jezioroki.

Dla wszystkich badanych substancji obliczono procent zatrzymania danego pierwiastka przez złożę, zgodnie ze wzorem:

$$Z_{\%} = 100 \cdot [(Z_p - Z_k) : Z_p]$$

gdzie:

Z_p – stężenie zanieczyszczeń w wodzie nie oczyszczonej,

Z_k – stężenie zanieczyszczeń w odcinku po filtracji przez złożę, znak minus (–) przed liczbą oznacza, że dany składnik był wymywany ze złoża.

Na podstawie powyższych wyników przeprowadzono dwuczynnikową analizę wariancji z interakcjami, badając istotność wpływu stosowanego złoża i liczby „przejsć” wody przez złożę.

Analizę chemiczną zanieczyszczonych wód i użytych materiałów wykonano wg metody ASA (Ostrowska, Gawliński, Szczubiałko 1991) oraz innych metod laboratoryjnych, zamieszczonych w opracowaniu Hermanowicza i współautorów (1976).

Wyniki badań

Jak wykazano w metodyce, woda rzeki Jezioroki po trzecim odcieku, (trwającym 3 miesiące) została na dalszy 3-miesięczny okres oczyszczania wzbogacona w niektóre pierwiastki: $\text{N}_{\text{og.}}$ – 100 ppm (w tym N– NH_4 – 50 ppm, N– NO_3 – 50 ppm) oraz w P – 66 ppm i K – 75 ppm.

Z analiz chemicznych (tab. 1) wynika, że naturalna woda rz. Jezioroki charakteryzuje się stosunkowo małym zanieczyszczeniem. Odczyn jej jest obojętny (pH 7,3). Zawartość azotu ogółem w wodzie wynosi około 4 ppm. Zawartość pozostałych badanych pierwiastków (P, K) jest również niewielka i wynosi odpowiednio: P – 0,57 ppm i K – 9,7 ppm.

TABELA 1. Średnie zawartości składników chemicznych w wodzie (surowej) rz. Jezioroki i oczyszczonej na poszczególnych złożach (ppm)

Kombinacja	Rodzaj złoża	N-og.	N-NH ₄	N-NO ₃	P	K	pH w H ₂ O	Zasolenie ogólne
1-3 odciek (3 miesiące)								
Woda rz. Jezioroki po oczyszczeniu w ciągu 1-3 miesięcy	1. Torf wysoki + piasek	22,47	0,13	18,45	0,03	3,93	7,2-7,5	0,70
	2. Torf niski + piasek	74,95	0,36	70,42	0,08	3,43	7,2-7,7	1,25
	3. Torf wysoki + popiół węgla brunatnego	4,02	2,11	0,32	0,03	37,36	9,0-10,5	0,78
	4. Torf niski + popiół węgla brunatnego	7,47	0,68	5,16	0,03	34,73	8,8-10,5	1,04
	5. Torf wysoki + popiół węgla kamiennego	15,14	0,07	13,99	0,04	16,50	7,8-8,1	1,21
	6. Torf niski + popiół węgla kamiennego	53,81	0,26	49,84	0,03	13,53	7,7-7,9	1,73
	7. Torf wysoki + zeolit	8,98	0,08	11,08	1077,85	2,86	9,3-10,0	2,70
	8. Torf niski + zeolit	83,39	0,53	78,32	1066,03	3,20	9,2-10,0	3,07
Woda surowa rz. Jezioroki		3,78	0,06	6,03	0,57	9,70	7,3	0,80
Woda rz. Jezioroki wzbogacona w pierwiastki: N (NH ₄ , NO ₃) - 100, P - 66, K - 75 ppm		103,78	50,06	56,03	66,57	84,70	-	-
4-6 odciek (3 miesiące)								
Woda rz. Jezioroki po oczyszczeniu w ciągu 4-6 miesięcy	1. Torf wysoki + piasek	61,37	35,48	23,72	6,38	42,76	6,1-7,2	0,95
	2. Torf niski + piasek	66,25	32,44	27,80	4,56	36,10	6,5-7,2	1,26
	3. Torf wysoki + popiół węgla brunatnego	17,59	8,91	7,37	śl.	49,23	8,2-10,3	0,60
	4. Torf niski + popiół węgla brunatnego	36,98	22,93	13,03	śl.	44,66	8,0-10,0	0,65
	5. Torf wysoki + popiół węgla kamiennego	50,60	33,23	16,56	0,12	26,16	8,2-8,4	0,95
	6. Torf niski + popiół węgla kamiennego	62,58	42,04	18,72	0,07	26,16	8,0-8,3	1,08
	7. Torf wysoki + zeolit	43,34	25,71	14,49	9,43	4,66	9,5-9,8	2,68
	8. Torf niski + zeolit	59,24	34,54	18,56	8,46	4,76	9,5-9,8	2,57

TABELA 2. Właściwości chemiczne utworów stanowiących „złoża” torfowo-mineralne

Utwory stanowiące „złoża”	N-og.	N-NH ₄	N-NO ₃	P	w % s.m.				ppm				Cd	Pb	Cr	Cu	Zn	Na	Mg	Ca	K	pH _w H ₂ O	
					N-og.	N-NH ₄	N-NO ₃	P	Ca	Mg	Na	Zn											
Torf wysoki	0,82	0,01	śl.	0,06	0,03	0,61	0,13	0,03	158,0	12,0	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	3,4
Torf niski	3,53	0,06	0,07	0,07	0,05	2,73	0,26	0,03	70,0	13,0	śl.	16	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	5,4
Piasek	-	-	-	śl.	0,02	0,12	0,04	0,01	104,0	3,0	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	7,8
Popiół węgla brunatnego	-	-	-	0,007	0,04	6,52	1,80	0,11	452,0	15,0	7,9	14	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	10,2
Popiół węgla kamiennego	-	-	-	0,03	0,24	0,90	0,87	0,07	1067,0	40,0	22,0	14	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	8,7
Zeolit	0,07	śl.	-	0,007	0,10	0,15	0,05	4,15	15,0	3,6	4,8	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	10,6
Pospółka	-	-	-	śl.	0,05	11,2	1,43	0,04	24,0	5,0	2,4	22	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.	9,5

Wyniki pomiaru zasolenia w wodzie naturalnej wyniosły 0,80 mS/cm, a w prze-liczeniu na zawartość w niej soli – 512 ppm.

Ilość zanieczyszczeń zawartych w naturalnej wodzie rz. Jeziorki i w odciekach (po oczyszczeniu) obrazuje stopień redukcji. Jako miarę efektu oczyszczania wody przyjęto procentowe zmniejszenie zanieczyszczeń, liczone w stosunku do stężenia zanieczyszczeń w wodzie naturalnej.

Jak wynika z zestawionych tabel 3–19, procentowe zmniejszenie w wodzie zanieczyszczeń przyjmuje zarówno wartości dodatnie, jak i ujemne. Ujemne wartości oznaczają procentowy przyrost zawartości badanego składnika w odcieku w stosunku do jego zawartości w wodzie zanieczyszczonej.

Przyrost ten spowodowany został wymyciem badanego składnika z utworów stanowiących złoża. Dlatego równolegle prowadzono także analizy kontrolne (z użyciem wody destylowanej) dla określenia wielkości wymycia składników chemicznych z poszczególnych „złóż”.

Azot ogółem. Woda rzeki Jeziorki zawiera małe ilości azotu (3,78 ppm). Średnia natomiast zawartość azotu ogółem w trzech pierwszych odciekach, uzyskanych w wyniku oczyszczania wody na poszczególnych złożach (tab. 1) mieściła się w wartościach od 4,02 do 83,39 ppm, w trzech następnych odciekach (po wzbogaceniu wody o 100 ppm N) wynosiła od 17,59 do 66,25 ppm (złoża nr 3 i nr 6).

Z powyższego wynika, że stopień redukcji (zatrzymania przez złoża) azotu

ogólnego jest niewielki. Przy małej zawartości azotu ogólnego w filtrowanej w I serii wodzie rz. Jeziorki (odcieki 1–3) nie ma zatrzymania azotu.

Statystycznie istotne różnice między średnimi wartościami procentu zatrzymania azotu ogólnego w niektórych złożach jednak istnieją. Zaczynając od wyniku najniższego – różnice występują między złożem nr 8 i pozostałymi. Nie ma natomiast statystycznie istotnych różnic w wynikach otrzymanych dla złoż nr 7 i nr 4 (tab. 3). Przy większej zawartości azotu ogólnego w wodzie (przefiltrowanej przez złoż) istotne statystyczne różnice występują między złożem nr 2 a pozostałymi. Średni procent zatrzymania azotu waha się w nich od 36,16 do 83,05% (tab. 4).

Największy procent zatrzymania azotu ogólnego miał miejsce na złożu nr 3: torf wysoki + popiół B (83,05%), najmniejszy natomiast na złożu nr 2: torf niski + piasek (36,16%). Dobre efekty w oczyszczaniu wody z azotu ogólnego wykazało także złoż nr 4: torf niski + popiół B (64,37%). Średni procent zatrzymania azotu ogólnego przez złoża torfowo-mineralne (określony na podstawie odcieków 1–3) przedstawia tabela 5. Zamieszczone tam dane wykazują istotne różnice w liczbach ujemnych, wskazujące na wypłukiwanie azotu ogólnego ze złoż torfowo-mineralnych.

W następnej serii oczyszczania (odcieki nr 4–6) po dodaniu do wody azotu (100 ppm) wystąpiło znaczne zatrzymanie azotu przez złoża torfowo-mineralne (tab. 6), przy czym średni procent zatrzymania był najniższy dla odcieku nr 4. Średnie wartości procentowe zatrzyma-

nia azotu ogólnego przez badane złoża (odcieki 1–3 i 4–6) z zaznaczonymi granicami 95% przedziału ufności wg kombinacji złożo-odciek przedstawia rysunek 1.

Azot formy azotanowej. Rozpatrując tę formę azotu w wodzie rz. Jeziorki filtrowanej przez poszczególne złoża można zauważyć, że zatrzymanie (przez złoża) $N-NO_3$ w pierwszych trzech odciekach (tab. 7) występowało podobnie jak przy azocie ogólnym i było najwyższe również dla złoża nr 3, wynosząc odpowiednio 97,65% $N-NO_3$. Przy zwiększonej zawartości $N-NO_3$ w wodzie rz. Jeziorki (po dodaniu 50 ppm $N-NO_3$) zatrzymanie tej formy azotu wyniosło od 50,37% w złożu nr 2 do 86,85% w złożu nr 3 (tab. 8).

Średni procent zatrzymania przez złożo torfowo-mineralne dla odcieków 1–3 przedstawia tabela 9, a dla odcieków 4–6 tabela 10. Podobnie jest przy azocie ogólnym, tak i przy $N-NO_3$ ujemne wartości występują dla odcieków nr 1–3, a dodatnie dla odcieków nr 4–6.

Średnie wartości procentowe zatrzymania $N-NO_3$ przez badane złoża (odcieki 1–3 i 4–6) z zaznaczonymi granicami 95% przedziału ufności wg kombinacji złożo-odciek przedstawia rysunek 1.

Azot formy amonowej. Ta forma azotu ulegała również w znacznym stopniu wymyciu ze złoż w czasie początkowej (1–3) filtracji wody przez złoża, przy czym najmniejsze wymycie $N-NH_4$ występowało w złożu nr 5, a najwyższe w złożu nr 3 (tab. 11).

Przy zwiększonej zawartości $N-NH_4$ w wodzie (po dodaniu $N-NH_4$ 50 ppm) zatrzymanie tej formy azotu przez złoża

TABELA 3. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania N_{og} przez badane złoża w odciekach 1–3

Złoże	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
8	6	–2106,17	X
2	6	–1882,85	X
6	6	–1323,68	X
1	6	–494,53	X
5	6	–300,62	X
7	6	–137,52	X
4	6	–97,62	X
3	6	–9,17	X

TABELA 4. Wyniki multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania N_{og} przez badane złoża w odciekach 4–6

Złoże	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
2	6	36,16	X
6	6	39,70	X
8	6	42,90	X
1	5	46,24	X
5	6	51,25	X
7	6	58,23	X
4	6	64,37	X
3	6	83,05	X

TABELA 5. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania N_{og} przez badane złoża w odciekach 1–3

Odciek	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
2	16	–869,28	X
1	16	–801,17	X
3	16	–711,61	X

TABELA 6. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania N_{og} przez badane złoża w odciekach 4–6

Odciek	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
6	15	41,43	X
5	16	50,00	X
4	16	66,49	X

następowało podobnie jak przy azocie ogólnym oraz N-NO_3 i było największe na złożu nr 3 (tab. 12). Zatrzymanie azotu formy amonowej przez złoża wystąpiło do wysokości 80,20% (złożo nr 3). Średni procent zatrzymania N-NH_4 przez złoża torfowo-mineralne dla odcieków 1–3 przedstawia tabela 13, a dla odcieków 4–6 tabela 14. Natomiast średnie wartości procentu zatrzymania N-NH_4 przez badane złoża (odcieki 1–3 i 4–6) z zaznaczonymi granicami 95% przedziału ufności wg kombinacji złożo-odciek ilustruje dodatkowo rysunek 1.

Ogólnie biorąc, największa „redukcja” obydwóch form azotu (N-NO_3 i N-NH_4) wystąpiła przy filtracji wody przez złożo nr 3: torf wysoki + popiół B, złożo nr 4: torf niski + popiół B, złożo nr 7: torf wysoki + zeolit oraz złożo nr 5: torf wysoki + popiół K. Dla azotu formy azotanowej zatrzymanie przez złoża (redukcja) wystąpiło tam od 86,85% do 70,45%, natomiast dla formy amonowej od 80,20 do 33,61%.

Z powyższego wynika, że złoża torfowe z podłożem popiołowym charakteryzują się stosunkowo wysoką zdolnością zatrzymywania azotu formy azotanowej i formy amonowej.

Fosfor. W wyliczeniach dotyczących wielkości zatrzymywania fosforu (przy filtracji wody) na poszczególnych złożach, w pierwszych odciekach (1–3) pominięto złoża (nr 7–8), stanowiące torfy z podłożem zeolitowym, gdyż złoża te, ze względu na bardzo wysoki procent wymycia ze złóż fosforu, wykazywały własności wyraźnie różne od pozostałych (tab. 15). Uwzględnienie zatem w wyliczeniach statystycznych zatrzyma-

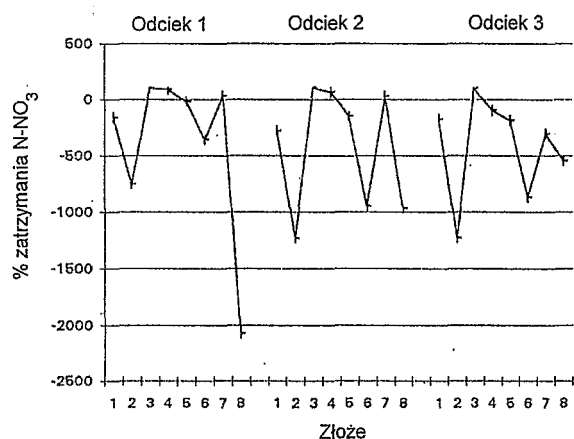
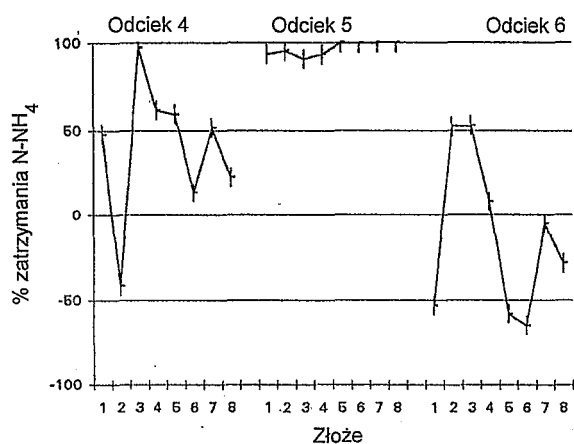
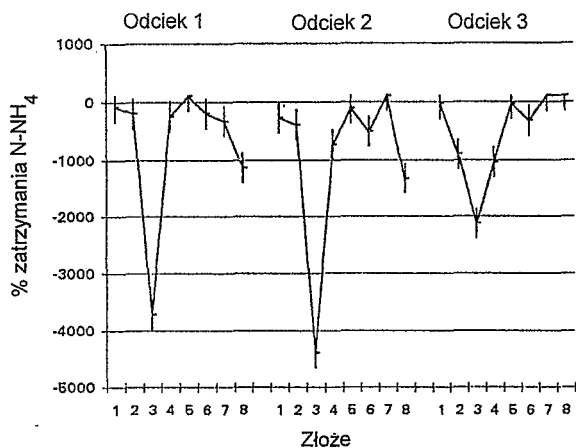
nia fosforu dla odcieków 1–3 (przy filtracji wody przez złoża 7 i 8), spowodowałoby w obliczeniach drastyczny wzrost szerokości przedziałów ufności.

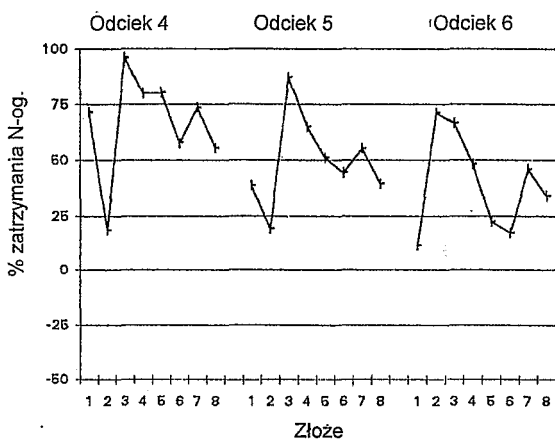
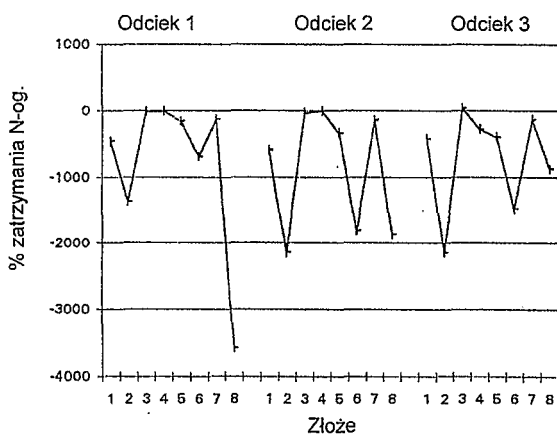
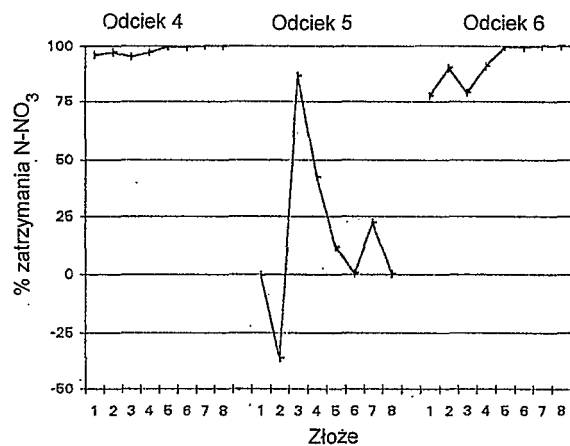
Z danych tabeli 1 wynika, że zawartość P w wodzie naturalnej rz. Jeziorki jest niewielka i wynosi 0,57 ppm. Po oczyszczeniu wody przez złoża 1–6 średnie wartości P wahają się od 0,08 do 0,03 ppm. Z wyliczeń statystycznych (tab. 15) wynika, że przy małej zawartości P w wodzie zatrzymanie fosforu w czasie filtracji przez złoża występuje w 85,38% dla złoża nr 2, do 94,15% dla złoża nr 6, przy czym statystycznie istotne są różnice między złożem nr 2 i nr 1 oraz pozostałymi. Najwyższe zatrzymanie P (ok. 94%) występowało przy filtracji wody przez nr: 5, 3, 4, 6 – to jest na złożach uformowanych z torfu wysokiego i torfu niskiego z podłożami z popiołu B* i z popiołu K**.

Zwiększenie zawartości fosforu w wodzie po dodaniu P (66 ppm) i następnie przeprowadzonej filtracji (odcieki 4–6) spowodowało prawie 100% zatrzymanie P przez złoża, uformowane przez torfy z podłożami popiołu B i popiołu K.

Torfy z podłożem zeolitowym wykazywały natomiast (w stosunku do pozostałych) gorsze właściwości sorpcyjne, zatrzymując odpowiednio: złożo nr 7 – 85,70%, złożo nr 8 – 87,28% P wobec złoża nr 1 (torf wysoki + piasek) i nr 2 (torf niski + piasek), które zatrzymały fosforu odpowiednio: 90,42% i 93,13%.

Wyniki analizy statystycznej (tab. 16) wykazują różnice istotne między złożem nr 7 a pozostałymi, nr 8 a pozostałymi oraz nr 2 a pozostałymi. Nie ma natomiast statystycznie istotnych różnic





RYSUNEK 1. Średni procent zatrzymania N-NH₄, N-NO₃ i N-og. przez badane złoże (z zaznaczonymi 95% przedziałami ufności) po oczyszczaniu wody surowej z rz. Jeziorki (odcieki 1-3) oraz wody wzbogaconej w N (N-NH₄, N-NO₃) – 100 ppm (odcieki 4-6)

TABELA 7. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania N-NO₃ przez badane złoża w odciekach 1–3

Złoże	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
8	6	-1198,87	X
2	6	-1073,33	X
6	6	-726,51	X
1	6	-205,39	X
5	6	-122,03	X
7	6	-83,80	X
4	6	14,34	X
3	6	97,65	X

TABELA 8. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania N-NO₃ przez badane złoża w odciekach 4–6

Złoże	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
2	6	50,37	X
1	6	57,70	X
6	6	66,58	X
8	6	66,74	X
5	6	70,45	X
7	6	74,10	X
4	6	76,72	X
3	6	86,85	X

TABELA 9. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania N-NO₃ przez badane złoża w odciekach 1–3

Odciek	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne	
2	16	-426,43	X	
3	16	-415,34	X	X
1	16	-394,95	X	

TABELA 10. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania N-NO₃ przez badane złoża w odciekach 4–6

Odciek	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne	
5	16	15,91	X	
6	16	92,08		X
4	16	98,07		X

TABELA 11. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania $N-NH_4$ przez badane złoża w odciekach 1–3

Złoże	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne		
3	6	–3419,44	X		
8	6	–786,11	X		
4	6	–675,00	X	X	
2	6	–497,22		X	X
6	6	–341,67		X	
1	6	–127,78			X
7	6	–41,67			X
5	6	–13,89			X

TABELA 12. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania $N-NH_4$ przez badane złoża w odciekach 4–6

Złoże	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne		
6	6	16,02	X		
1	6	29,15	X		
8	6	31,10	X	X	
5	6	33,61		X	
2	6	35,19		X	
7	6	48,63		X	
4	6	54,29			X
3	6	80,20			X

TABELA 13. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania $N-NH_4$ przez badane złoża w odciekach 1–3

Odciek	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
2	16	–954,17	X
1	16	–727,08	X
3	16	–532,29	X

TABELA 14. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania $N-NH_4$ przez badane złoża w odciekach 4–6

Odciek	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
6	16	–12,32	X
4	16	38,82	X
5	16	96,57	X

w wynikach zatrzymania fosforu przez złoża o numerach 6, 5, 3, 4.

Średni procent zatrzymania fosforu przez złoża torfowo-mineralne, określony na podstawie odcieków 1–3 i odcieków 4–6, przedstawiono w tabeli 17 i 18. Uzyskane dane liczbowe wskazują na wysoki stopień oczyszczania wód z fosforu już w pierwszym okresie filtracji (wody przez złoża). Średnie wartości procentu zatrzymania fosforu przez badane złoża (odcieki 1–3, złoża 1–6) oraz (odcieki 4–6, złoża 1–8) z zaznaczonymi granicami 95% przedziału ufności w funkcji nr (–) kombinacji* złoża-odciek przedstawiono dodatkowo na rysunku 2.

Potas. Zawartość potasu w naturalnej wodzie rz. Jeziorki wynosiła 9,7 ppm, po wzbogaceniu wody w potas ilość ta zwiększyła się do 84,7 ppm (tab. 1).

Na podstawie przeprowadzonej analizy wariancji (tab. 19) można stwierdzić, że zarówno rodzaj złoża, jak o nr (–) odcieku ma istotny (statystycznie) wpływ ($p < 0,001$) na procent zatrzymywania tego pierwiastka przez złoża. Największą wartość procentu zatrzymania potasu uzyskano na złożu nr 7: torf wysoki + zeolit, a najniższą na złożu nr 3: torf wysoki + popiół B. Zatrzymanie potasu przez złoża nastąpiło zarówno w wodzie naturalnej rz. Jeziorki (odciek 1–3), jak i w wodzie wzbogaconej w potas (odciek 4–6). Przy małej zawartości potasu w wodzie cztery złoża (3, 4, 5, 6) wzbogaciły wodę w potas, następowało bowiem wymywanie z nich potasu. Po wzbogace-

niu wody rz. Jeziorki w potas wszystkie złoża zatrzymywały potas (tab. 20).

Analizując wyniki testu (Multiple Range) można stwierdzić, że przy mniejszej zawartości potasu w wodzie filtrowanej przez złoża (odcieki 1–3) statystycznie istotna różnica między średnimi wartościami procentu zatrzymania potasu w złożach (zaczynając od wyniku najgorszego) występuje między złożem nr 3 a pozostałymi, nr 4 a pozostałymi, nr 5 a pozostałymi, nr 6 a pozostałymi.

Nie ma natomiast statystycznie różnic w wynikach otrzymanych dla złoż o numerach 1, 2, 8, 7. Przy większej zawartości potasu w wodzie (filtrowanej przez złoża) statystycznie istotne różnice występują między złożem nr 3 a pozostałymi, nr 4 i 1 a pozostałymi, nr 2 a pozostałymi, nr 6 i 5 a pozostałymi oraz nr 8 i 7 a pozostałymi złożami.

Przy większej (po dodaniu 75 ppm K) zawartości potasu w wodzie filtrowanej przez złoża, najgorszy wynik wykazało złożo nr 3: 41,18% a najlepszy złożo nr 7: 94,8% (tab. 20) wobec –287,8% zatrzymania dla złoża nr 3 (tab. 19) i 70,3% zatrzymania dla złoża nr 7, w przypadku mniejszej zawartości potasu (tab. 19).

Średni procent zatrzymania K przez złoża torfowo-mineralne, określany na podstawie pierwszych odcieków 1–3, przedstawia tabela 21. Jak wynika z powyższych danych, liczby ujemne (–16,37 do –86,08%) wskazują na duże wypłukanie potasu ze złoż torfowo-mineralnych, przy czym największe wypłukanie K miało miejsce w odcieku nr 1. W dalszych natomiast odciekach (2–3) następowało kolejne zmniejszanie wypłukiwania K

* – popiół B z węgla brunatnego

** – popiół A z węgla kamiennego

TABELA 15. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania P przez badane złoża (złoża 1–6) w odciekach 1–3

Złoże	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
2	6	85,38	X
1	6	91,23	X
5	6	93,86	X
3	6	94,15	X
4	6	94,15	X
6	6	94,15	X

TABELA 16. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania P przez badane złoża w odciekach 4–6

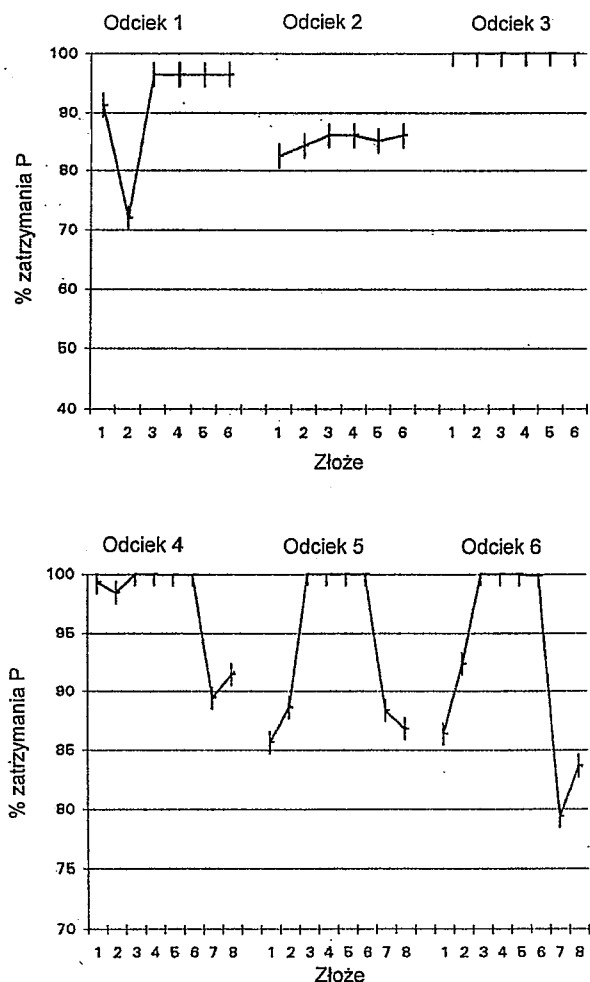
Złoże	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
7	6	85,70	X
8	6	87,28	X
1	6	90,42	X
2	6	93,13	X
6	6	99,93	X
5	6	99,97	X
3	6	100,00	X
4	6	100,00	X

TABELA 17. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania P przez badane złoża (złoża 1–6) w odciekach 1–3

Odciek	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
2	12	84,94	X
1	12	91,52	X
3	12	100,00	X

TABELA 18. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania P przez badane złoża w odciekach 4–6

Odciek	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
6	16	92,68	X
5	16	93,66	X
4	16	97,31	X



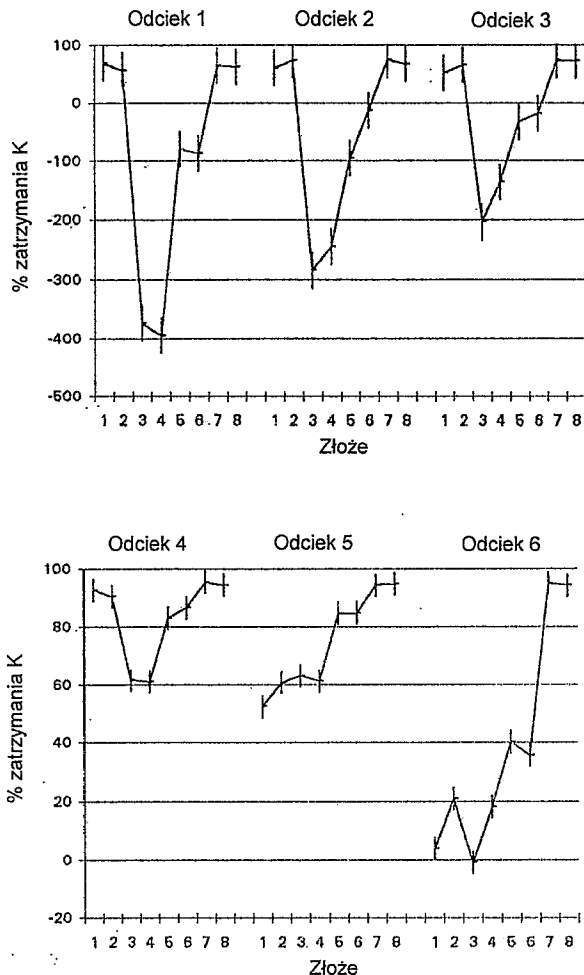
RYSUNEK 2. (Podpis obok)

ze złożeń tak, że w drugiej serii filtracji wód (4–6) przez złoża następowało zatrzymywanie K średnio w ilościach od 38,33 do 83,01% (tab. 22).

Średnie wartości procentu zatrzymania K przez badane złoża (odcieki 1–3 i odcieki 4–6) z zaznaczonymi granicami

95% przedziału ufności funkcji: nr kombinacji złoża-odciek, zawarto dodatkowo na rysunku 2.

Analizując wyniki badań należy sądzić, że przy większej zawartości potasu w wodzie, złożo nr 2 (torf niski + piasek) daje istotnie wyższy procent zatrzymania



RYSUNEK 2. Średni procent P i K przez badane złoża (z zaznaczonymi 95% przedziałami ufności) po oczyszczaniu wody surowej z rz. Jezioraki (odcinki 1–3) oraz wody wzbogaconej w P – 66 ppm i K – 75 ppm (odcinki 4–6)

K niż podobna kombinacja (złożo nr 1) z torfu wysokiego. Z kolei popiół z węgla brunatnego (złożo nr 3) istotnie pogarsza, a popiół z węgla kamiennego w podłożu (złoża nr 5 i 6) poprawia zatrzymanie K

w złożu. Najlepsze jednak właściwości sorpcyjne pod względem zatrzymania K zapewniają złoża nr 7 i 8, zawierające w podłożu zeolit.

TABELA 19. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania K przez badane złoża (złoża 1–6) w odciekach 1–3

Złoże	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
3	6	-287,80	X
4	6	-259,11	X
5	6	-69,59	X
6	6	-39,86	X
1	6	59,28	X
2	6	64,60	X
8	6	66,67	X
7	6	70,27	X

TABELA 20. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania K przez badane złoża w odciekach 4–6

Złoże	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
3	6	41,18	X
4	6	46,79	X
1	6	49,49	X
2	6	57,24	X
6	6	68,91	X
5	6	69,17	X
8	6	94,35	X
7	6	94,75	X

TABELA 21. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania K przez badane złoża w odciekach 1–3

Odciek	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
1	16	-86,08	X
2	16	-45,88	X
3	16	-16,37	X

TABELA 22. Wyniki Multiple Range Test opartego na $NIR_{0,05}$ dla procentu zatrzymania K przez badane złoża w odciekach 4–6

Odciek	Liczba punktów	Średni % zatrzymania	Grupy jednorodne
6	16	38,33	X
5	16	74,36	X
4	16	83,01	X

Dyskusja wyników

Na podstawie wyników badań różnych autorów należy sądzić, że eliminacji zanieczyszczeń obszarowych, a także punktowych na terenach wiejskich można dokonać przez zastosowanie do tego celu odpowiednich filtrów biologicznych o wysokich zdolnościach sorpcyjnych (Grimme 1972; Wilhelmus i in 1978; Szymańska 1990).

Do oczyszczania wód zanieczyszczonych składnikami nawozowymi, obok utworów mineralnych (gliny, ropy, pyły) mogą być użyte również torfy, charakteryzujące się zdolnościami sorpcyjnymi i zdolnościami do wymiany jonowej (Farnham i Brown 1972, Silvo 1972, Biernacka, Liwski, Maciak 1987, Loxham 1980; James, Kuczewski 1991).

Rozpatrując proces oczyszczania przez torfy ścieków i zanieczyszczonych wód z nadmiaru niektórych składników chemicznych, efekt działania torfu można znacznie rozszerzyć formując z nich odpowiednie filtry w formie złożów biologicznych. Mogą to być filtry (złoża) ukształtowane z różnych rodzajów torfów z równoczesnym udziałem uzupełniających utworów mineralnych (Farnham i Brown 1972; Hammer i Kadlec 1980).

Przeprowadzone obecnie badania wskazują, że efekt oczyszczania wód z azotu, fosforu i potasu przez sztucznie uformowane złoża torfowo-mineralne zależał nie tylko od rodzaju torfu (niski, wysoki), lecz przede wszystkim od rodzaju utworu mineralnego, podścielającego złoża torfu (piasek, popiół B, popiół K, zeolit), przy czym różnice te występu-

ją również w stosunku do analizowanych pierwiastków, tj. azotu, fosforu i potasu. Najwyższy procent zatrzymania wystąpił dla fosforu i azotu ogólnego na złożach torfowo-popiołowych. Natomiast potas zatrzymywany był w stopniu najwyższym przez złoża torfowo-zeolitowe. Spośród utworów mineralnych złoża torfowo-popielne, uformowane z torfów wysokich bądź z torfów niskich z podścielającą warstwą popiołu z węgla brunatnego, wykazywały najwyższy efekt zatrzymywania azotu i fosforu.

Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki badań należy sądzić, że omówione metody oczyszczania wód ze składników nawozowych (azotu i fosforu) mogłyby mieć zastosowanie jako sposób zmniejszający eutrofizację wód.

Wnioski

1. Azot ogólny. W pierwszym okresie oczyszczania wody przez złoża (odciek 1–3) następowało duże wymycie azotu ogólnego ze złożów, największe miało miejsce w złożu nr 8 (torf niski + zeolit), najmniejsze natomiast w złożu nr 3 (torf wysoki + popiół B).

Wzbogacenie wody w azot ogólny spowodowało zatrzymanie przez złoża azotu ogólnego w ilościach od 36,16% – złożu nr 2 (torf niski + piasek) do 83,05% – złożu nr 3 (torf wysoki + popiół B). Na pozostałych złożach średni procent zatrzymania azotu ogólnego przez złoża wahał się od 39,70 do 83,05%.

2. Azot azotanowy. W pierwszym okresie oczyszczania (odciek 1–3) N-NO_3 był wymywany ze wszystkich złożów,

poza złożami nr 4 i 3 (torf niski + popiół B, torf wysoki + popiół B), w których procent zatrzymania azotu azotanowego wynosił od 14,34% dla złoża nr 4 do 97,65% dla złoża nr 3. Wzbogacenie wody w azot azotanowy spowodowało zatrzymanie przez złoża azotu azotanowego od 53,37% – złożo nr 2 (torf niski + piasek) do 86,85% – złożo nr 3 (torf wysoki + popiół B). W pozostałych złożach (po wzbogaceniu wody w N-NO₃) średni procent zatrzymania azotu azotanowego wyniósł od 57,70 do 76,72%.

3. Azot amonowy. W pierwszym okresie oczyszczania (odciek 1–3) podobnie jak azot ogólny tak i azot amonowy był wymywany ze wszystkich złożów. W największym stopniu ulegał wymyciu ze złoża nr 3 (torf wysoki + popiół B), w najmniejszym stopniu natomiast ze złoża nr 5 (torf wysoki + popiół K). Wzbogacenie wody w azot amonowy spowodowało zatrzymanie przez złoża azotu amonowego od 16,02% – złożo nr 6 (torf niski + popiół K) do 80,20% – złożo nr 3 (torf wysoki + popiół B). W pozostałych złożach średni procent zatrzymania azotu amonowego przez złoża wynosił od 29,15 do 54,29%.

4. Fosfor. W pierwszym okresie oczyszczania (odciek 1–3) fosfor ulegał zatrzymaniu przez złoża w granicach od 85,38% – złożo nr 2 (torf niski + piasek) do 94,15% – złożo nr 6 (torf wysoki + popiół K).

Wzbogacenie wody w fosfor spowodowało zatrzymanie przez złoża fosforu od 85,70% – złożo nr 7 (torf wysoki + zeolit) do 100% – złożo nr 3 (torf wysoki + popiół B), złożo nr 4 (torf niski + popiół B).

5. Potas. W pierwszym okresie oczyszczania (odciek 1–3) wymycie potasu następowało ze złożów nr 3, 4, 5, 6. W pozostałych złożach – nr 1 (torf wysoki + piasek) i nr 2 (torf niski + piasek) potas zatrzymywany był w ilości od 59,28 do 64,60%. Również nastąpiło zatrzymanie potasu od 66,67 do 70,27% przez złożo nr 8 (torf niski + zeolit) oraz nr 7 (torf wysoki + zeolit).

Po wzbogaceniu wody w potas wszystkie złoża zatrzymywały potas w granicach od 41,18% – złożo nr 3 (torf wysoki + popiół B) do 94,75% – złożo nr 7 (torf wysoki + zeolit).

6. Analiza wariancji. W większości przypadków wykazała ona istotny statystycznie wpływ stosowanego złoża, jak i odcieku na procent zatrzymania badanych pierwiastków przez złoża, przy poziomie istotności 0,05 (w funkcji numeru odcieku i rodzaju złoża), przy czym spośród analizowanych pierwiastków (tj. azotu, fosforu i potasu) i użytych złożów najwyższy procent zatrzymania wystąpił dla potasu i azotu ogólnego na złożach torfowo-popiołowych.

Literatura

- BIERNACKA E., LIWSKI S., MACIAK F. 1976: *The effect of wastewaters of strach factories and breveries on physico-hydrological properties of muck-peat soils*. Ann. Warsaw Agricult. Univ. SGGW Land Reclam. 23 s. 11–18.
- BIERNACKA E., MACIAK F. 1993: *Oczyszczanie wód powierzchniowych z metali ciężkich (Zn, Cu, Pb, Cd) przy użyciu sztucznie uformowanych złożów torfowo-mineralnych*. Roczn. Glebozn. (w druku).
- BOROWIEC S., ZABŁOCKI Z. 1990: *Czynniki kształtujące chemizm wód powierzchniowych*

- i odcieków drenarskich obszarów rolniczych Polski Północno-Zachodniej. Mater. Seminar. 27, IMUZ, Falenty s. 95–107.
- FARNHAM R.S., BROWN J.L. 1972: *Advanced wastewater treatment using organic and inorganic materials. Part I. Use of peat and peat-sand filtration media.* Proc. Int. Peat Cong. Fourth 4, Helsinki s. 271–286.
- GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK M. 1987: *Degradacja jezior Ewingi, Żnińskie Duże i Tuchyno.* Warszawa, PWN s. 155.
- GRIMME K. 1972: *Sorption and mobility of potassium in soils.* Soils Bulletin FAO.
- HAMMER D.E., KADLEC R.H. 1980: *Orthophosphate adsorption of peat.* Proc. Int. Peat Congres. Sixth, Duluth s. 563–569.
- HERMANOWICZ W. i współaut. 1976: *Fizykochemiczne badania wody i ścieków.* Arkady, Warszawa.
- JAMES K., McLELLAN CHET A. 1986: *The application of peat in environmental pollution control.* Ind. Peat Journal I s. 1–14.
- KUCZEWSKI K. 1991: *Skuteczność oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych na biologicznych odciekowych złożach torfowych.* Rozp. hab. nr 92, Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu.
- LOXHAM M. 1980: *Theoretical consideration of transport of pollutants in peats.* Proc. Int. Peat Cong. Sixth, Duluth, s. 600–606.
- MACIAK F., BIERNACKAE., KURZAWSKI G. 1994a: *Oczyszczanie ścieków komunalnych (surowych) przy użyciu torfów i popiołu z elektrowni.* Rocz. Glebozn. T. XLIV z. 3/4, s. 179–192.
- MACIAK F., BIERNACKAE., KURZAWSKI G. 1994b: *Oczyszczanie gnojowicy przy użyciu torfów i popiołu z elektrowni.* Rocz. Glebozn. T. XLIV, z. 3/4, s. 165–178.
- MAZUR T. 1977: *Wymywanie składników pokarmowych z gleb nawożonych gnojowicą (doświadczenie modelowe).* Zesz. Nauk. ART Olsztyn nr 22.
- OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI S., SZCZUBIAŁKO Z. 1991: *Metodyka analizy i oceny właściwości gleb i roślin.* Katalog, Warszawa.
- PAWLIK-DOBROWOLSKI J. 1990: *Ocena dotychczasowych badań wpływu rolniczych zanieczyszczeń obszarowych na jakość wód w świetle zadań Narodowego Programu Ochrony Środowiska Przyrodniczego do roku 2010.* Mater. Semin. 27, IMUZ, Falenty, s. 9–47.
- SILVO O.E.J. 1972: *Some experiments on purification of wastewaters from slaughterhouses with Sphagnum peat.* Proc. Int. Peat Congr., Fourth, Helsinki 4 s. 311–319.
- SZYMAŃSKA H. 1990: *Sposoby ochrony wód powierzchniowych przed rolniczymi zanieczyszczeniami obszarowymi.* Mater. Symp. 27, IMUZ, Falenty, s. 177–191.
- TERELAK H., PONDEL H. 1990: *Wpływ nawozowej chemizacji rolnictwa na wymywanie składników mineralnych z gleb okolic Puław.* Mater. Symp. 27, IMUZ, Falenty, s. 131–161.
- WILHELMUS B., BERNHARD H., NEUMAN D. 1978: *Vergleichende Untersuchungen über die Phosphor – Eliminierung von Versperren.* DVG [w:] *Schriftenreihe Wasser* 16, Frankfurt.

Summary

Application of the artificially constructed peat mineral deposits for reduction of the eutrophic substances (NPK) in water. Lysimetric and laboratory investigation on the purification of the polluted water from NPK by various peat-mineral deposits were carried out. The peat deposits were constructed of high and low peats with the (base) layer of sand, ash (from hard and brown coal) as well as with layer of zeolit under the peat. The second rate of applied water were enriched with N, P, K.

In consequence of the application of two rate (300 + 300 mm) of the polluted water (during 3+3 months) on surface deposit. The cleaning effects of the deposits were the largest for P and smaller for N and K.

The percent reduction of the chemical components in water after purification (tough deposits) were differentiated in dependence of the kind of deposit, amounting from 36.16 to 83.00% for N-tot. (50.37 to 86.85% for: N-NO₃ 16.02 to 80.20% for N-NH₄)

from 85.70 to 100% for: P and from 41.18 to 94.75% for K.

Authors' address:

E. Biernacka, F. Maciak, T. Suchecka

Warsaw Agricultural University

02-787 Warszawa

ul. Nowoursynowska 166

Poland

Jan SZUKALSKI

Katedra Podstaw Techniki SGGW

Instytut Inżynierii Precyzyjnej i Biomedycznej PW

Krzysztof KULICKI

COBRABID-AQUA

Podstawowe procesy i rozwiązania oczyszczania wody do celów technologicznych

Wstęp

Współcześnie coraz większe znaczenie w nowych dziedzinach nauki i techniki ma zastosowanie wody najwyższej czystości. Spowodowane jest to m.in. przez szybki wzrost wymagań precyzji pomiarów w pracach badawczych oraz:

- upowszechnianie się nowych technologii z wyższymi wymaganiami materiałowymi,
- otrzymywanie materiałów najwyższych czystości,
- wzrost roli automatyki oraz precyzyjnych metod analitycznych w kontroli technicznej produktów,
- zawężenie reżimów technologicznych,
- modernizacje dotychczasowych technologii,
- wzrost wiedzy o wpływie czystości wody na poziom produktów.

W rezultacie obserwuje się w Polsce szybko wzrastające zapotrzebowanie na urządzenia do oczyszczania wody. O ile

jeszcze w latach 80. woda destylowana, o przewodności właściwej ok. $1,0 \mu\text{S}/\text{cm}$ była oceniana jako dostatecznie czysta, o tyle w chwili obecnej do prac badawczych niezbędna staje się woda dejonizowana o przewodności w granicach $0,06 - 0,1 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Kulicki 1996, Nowoczesne laboratorium 1995). Należy zwrócić uwagę, że metodą pomiaru przewodności właściwej nie można oceniać czystości wody ostatecznie, nie obejmuje bowiem związków niejonizowanych. Coraz większego znaczenia nabiera wartość TOC (Total Organic Carbon) oraz poziomu zawartości w wodzie wszystkich związków, jonów oraz cząstek.

Jeżeli uwzględni się potrzeby badawcze oraz różne wymagania technologiczne, można wyróżnić zapotrzebowanie na urządzenia oczyszczające wodę do różnych poziomów:

- woda oczyszczana najgłębiej, do poziomu poniżej $0,1 \mu\text{S}/\text{cm}$ jest stosowana między innymi w przemyśle elektronicznym przy wytwarzaniu

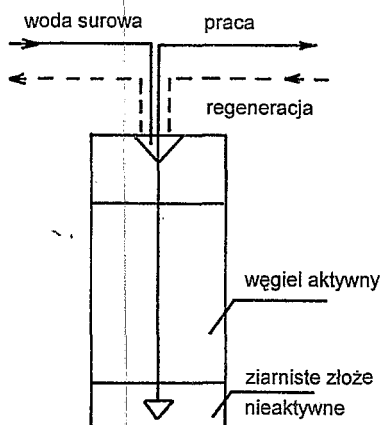
półprzewodników i przy ich obróbce, w technologiach optycznych szczególnie nakładania cienkich warstw, w mikroelektronice, w biochemii, przy badaniach analitycznych i fizykochemicznych;

Należy zwrócić uwagę, że w przypadku węzła oczyszczania wstępnego praktycznie wszystkie elementy składowe są dostępne na rynku. W tej sytuacji zakres prac badawczych był ograniczony i głównie skoncentrowano się na pracach rozwojowych, polegających na najkorzystniejszej adaptacji standardowych urządzeń do dalszego oczyszczania wody: odwróconej osmozy.

Filtr wstępny

W ramach zadania opracowano zasady eksploatacji filtru wstępnego (węglowego), częściowo regenerowalnego, usuwającego między innymi związki organiczne chloropochodne i chlor.

Na rysunku 1 przedstawiono konstrukcję jednego z typów filtrów węglowych. W filtrze zastosowano zegar sterujący okresowym, zwrotnym płukaniem filtru. Okres międzyregeneracyjnej pracy filtru jest trudny do ustalenia w sposób ogólny, gdyż stężenia związków organicznych i chloru silnie zależą od charakteru źródła. Z prób eksploatacyjnych wynika, że przy przepływie $9 \text{ m}^3/\text{dobę}$ (wielkość ta wynika z sumy objętości odrzutu i produktu z odwróconej osmozy) objętość węgla (Clack Corpor. 1995) musi wynosić powyżej 10 dm^3 , a przepłukiwanie wsteczne (regeneracja) powinno mieć miejsce co 1–2 doby. Wy-

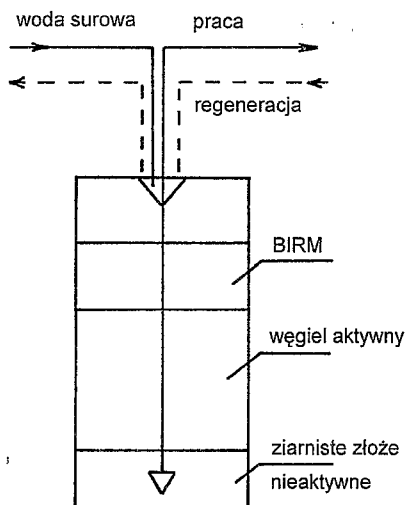


RYSUNEK 1. Schemat konstrukcji filtru węglowego, częściowo regenerowalnego przez przepływanie zwrotne

miana wkładu węglowego – po około jednym roku eksploatacji.

Wymienione dane są z konieczności orientacyjne – zanieczyszczenia organiczne są trudno definiowalne i z tego powodu brak jest praktycznych odnośników dotyczących ich stopnia adsorpcji na różnych typach węgla. Ponadto stężenia zanieczyszczeń, w tym chloru, mogą się silnie zmieniać w ciągu doby, z tego powodu w powyższych danych założono wielokrotny „margines bezpieczeństwa”, niestety, również nie mający cech wielkości absolutnej.

Ważną cechą tego typu filtru wstępnego jest możliwość stosowania go jako filtru wieloskładnikowego (np. z dodatkiem substancji odżelaziającej BIRM por. Clack Corpor. 1995), co pozwala na bardziej uniwersalne zastosowanie filtru jako dodatkowo odżelaziającego. Na rysunku 2 przedstawiono schemat tego filtru.



RYSUNEK 2. Schemat konstrukcji filtra węglowego oraz odżelazającego regenerowanego przez przepłukiwanie zwrotne; pojemność pojemnika w funkcji (między innymi) składu wody i wielkości poboru: od około 6 dm³ do około 90 dm³

Odżelaziacz. Sposób odżelazania/odmanganowywania dostosowano do warunków poboru wody surowej i do różnych poziomów zanieczyszczeń w wodzie. Wybrano odżelaziacz półautomatyczny (Odżelaziacz półautomatyczny 1994) pozwalający na obniżenie pracochłonności obsługi. Stosowanie wymienionego odżelazacza jest efektywne przy stężeniu żelaza w zakresie 1–5 mg/dm³, natomiast przy stężeniach niższych, także przy zasilaniu wodą komunalną, skutecznie pracuje układ: filtr węglowy – BIRM (rys. 2).

Prace badawczo-eksploatacyjne (Raport z realiz. projektu celowego..., 1994) wykazały, iż, mimo danych literaturowych dotyczących strącania zasadowych soli manganu, tylko przy pH 8 można uzyskiwać odmanganowywanie już przy

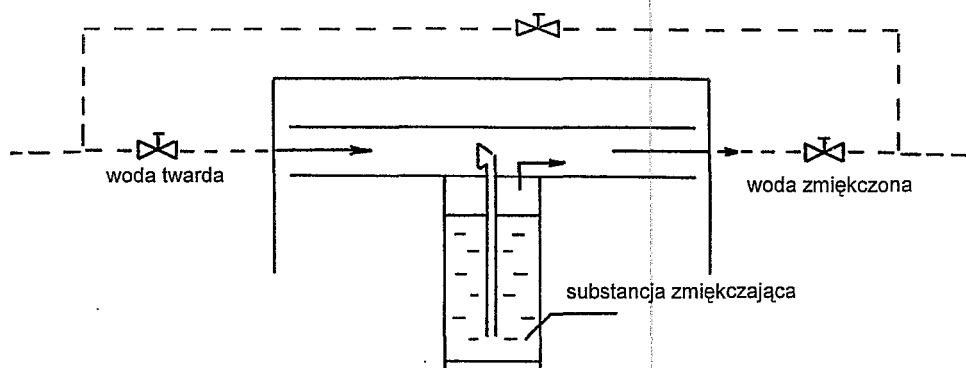
pH około 7,6, jednak z poziomów niskich stężeń jonów Mn²⁺ od 0,5 do 0,2 mg/dm³. W przypadku odżelazania oraz odmanganowywania każdy przypadek musi być jednakże rozwiązany indywidualnie w zależności od całokształtu parametrów wody wlotowej i żądanych parametrów na wylocie. Może to prowadzić do znacznych oszczędności, np. do stosowania tylko wyżej wymienionego filtra węglowego – BIRM lub tylko zmiekkacza.

Zmiekkacz. Opracowano węzeł wstępnego zmiekkczania wody przy zastosowaniu: 1) prostej metody inżektorowej oraz 2) metody zmiekkczania w kolumnie jonitowej, zawierającej jonit w formie sodowej.

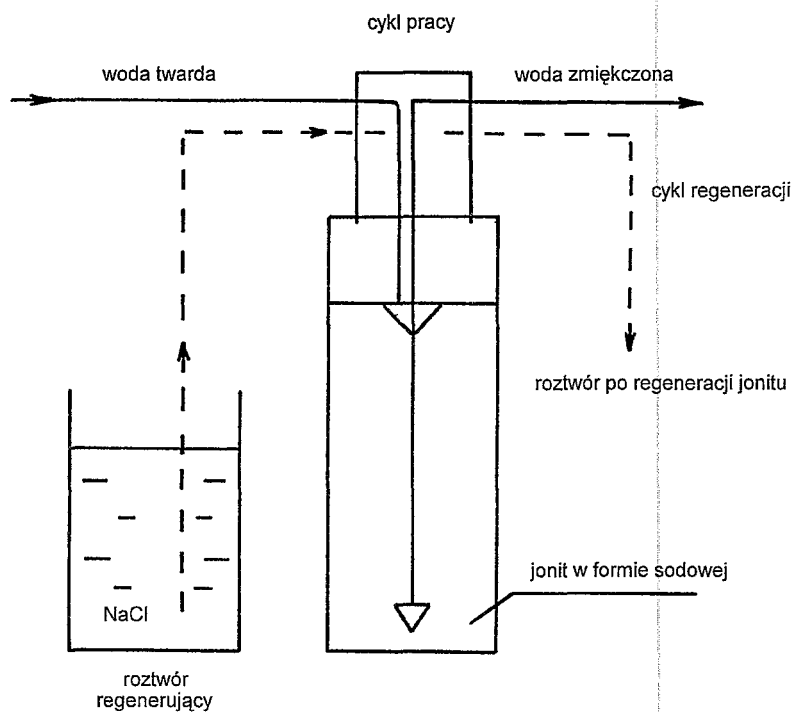
Ad 1. W metodzie inżektorowej (Complex Ltd..., 1995) zbadano zastosowanie prostej instalacji przedstawionej na rysunku 3. Do zmiekkczania zastosowano roztwór sześciometafosforanu sodowego (20%). Podczas prób stwierdzono, że każdy egzemplarz inżektora wymaga jednak indywidualnego ustalenia wzajemnych korelacji: liniowej szybkości przepływu, tłumienia przepływu i tłumienia podawania roztworu – w zależności od twardości początkowej wody zasilającej.

Zaletą układu jest niski koszt instalacji, wadą – niestabilność pracy i duże zużycie roztworu fosforanu. Z tego powodu metoda inżektorowa może być stosowana raczej w układach o niewielkich przepływach, z założenia niekosztownych.

Ad 2. Metoda zmiekkczania w kolumnie jonitowej. Na rysunku 4 przedstawio-



RYSUNEK 3. Schemat obudowy zmiękczacza iniektorowego i jego umiejscowienie w instalacji wody zasilającej



RYSUNEK 4. Schemat zmiękczacza, zaznaczono cykl pracy i regeneracji; podczas regeneracji następuje przerwa w pracy

no schemat urządzenia (Aqua Pure ..., 1995) oraz jego usytuowanie w ciągu wodnym.

Zasada pracy zmiękczaczy jest prosta: jonit w formie sodowej uwalnia jony, jednocześnie nasycając się jonami wapnia i magnezu, przez co można obniżyć twardość wody. Po nasyceniu jonit regeneruje się roztworem chlorku sodu.

Podczas badania układów zmięczających tą metodą stwierdzono, że minimalny okres między regeneracjami (ze względów technologicznych) wynosi około jednej doby, co oznacza, że przy twardości wody około $100 \text{ mg Ca}^{2+}/\text{dm}^3$ (nie licząc Mg^{2+}) przy wydajności oczyszczalnika $3 \text{ m}^3/\text{dobę}$ (zużycie wody min. $9 \text{ m}^3/\text{dobę}$) objętość zastosowanego jonitu typu Amberlite może wynosić praktycznie około 90 dm^3 . Jest to znacząca objętość jonitu, wymagająca kolumny o dużych gabarytach. Ze względu na dużą objętość kolumny jonitowej niezbędnej do zmiękczenia wody jednokrotnie w ciągu doby, w przypadkach spowodowanych względami technologicznymi optymalne wydaje się stosowanie dwóch urządzeń zmięczających, pracujących przemiennie.

Zaletą zmięczaczy przy użyciu kolumn jonitowych jest niski koszt eksploatacji i materiału regeneracyjnego (roztwór NaCl) oraz częściowe odżelazianie wody równoległe do procesu zmiękczenia, wadą – większy koszt instalacji w porównaniu z instalacją inżektorową.

Rezultaty. W wyniku wymienionych prac powstały uniwersalne układy oczyszczania wstępnego złożone z filtru węglowego (lub węglowo-odżelazia-

jącego), odżelaziacza, urządzenia odmanganowującego i zmiękczacza (z preferencją metody jonowymiennej). Silna zależność konstrukcji zestawu od składu wody zasilającej, przy możliwości eliminowania niektórych elementów, prowadzić może do znacznych oszczędności w budowie i w sposobie obsługi urządzeń.

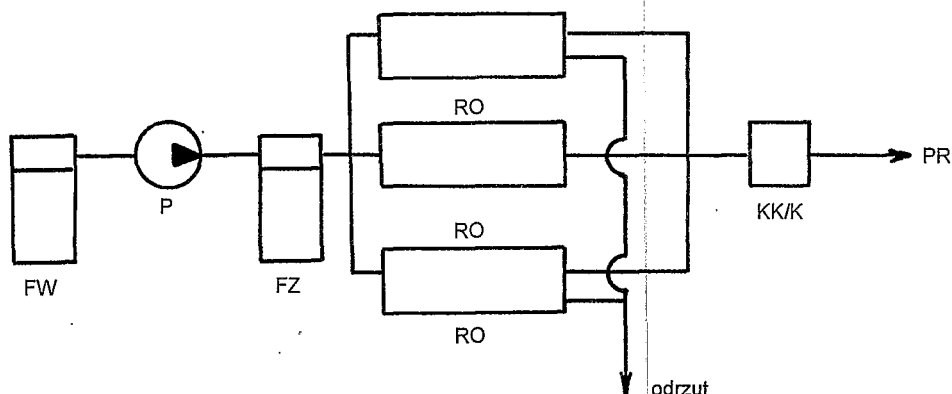
Odwrócona osmoza

Elementy składowe. Na rysunku 5 przedstawiono schemat układu oczyszczania wody metodą odwróconej osmozy. Układ ten zawiera: filtr wstępny $5 \mu\text{m}$ węglowo-mechaniczny (Ametek – filtry węglowo-mech..., 1995), pompę, filtr zabezpieczający, moduł odwróconej osmozy (lub moduły) wraz z regulacją oraz komórkę konduktometryczną i konduktometr.

Filtr wstępny ma za zadanie ostateczną ochronę modułu odwróconej osmozy przed zanieczyszczeniami, które mogą przedostać się przez układ oczyszczania wstępnego. Filtr zabezpieczający stosuje się wówczas, gdy istnieje prawdopodobieństwo, że pompa ciśnieniowa może być źródłem jakichkolwiek zanieczyszczeń mechanicznych.

Prace badawczo-rozwojowe. W ramach przygotowań do badań omówionych uprzednio układów należało przygotować:

- konstrukcję obudowy modułu odwróconej osmozy z zastosowaniem łatwo dostępnych elementów handlowych (także krajowych), przezna-



RYSUNEK 5. Schemat układu jednostopniowego oczyszczania wody metodą odwróconej osmozy – przy wykorzystaniu trzech modułów w układzie równoległym: P – pompa, FZ – filtr zabezpieczający, RO – odwrócona osmoza, PR – produkt, WF – filtr wstępny, KK/K – komórka konduktometryczna/konduktometr

czonych do pracy pod ciśnieniem 1,0 i 1,6 MPa, z preferencją 1,0 MPa;

- głowice wlotu wody surowej oraz wylotu wody oczyszczonej, zapewniające łatwość montażu i demontażu oraz szczelność połączeń i wytrzymałość mechaniczną do 1,6 MPa, z preferencją 1,0 MPa, wykonane z PCV-U krajowego;
- armaturę wlotu wody surowej z filtrem zabezpieczającym, armaturę odrzutu, armaturę regeneracji modułu wykonaną z CPVC oraz częściowo z połączeń elastycznych.

W wyniku wymienionych prac powstała standardowa obudowa modułów długości 21 i 40", o średnicy 2,4". Opracowano armaturę wlotu z filtrem zabezpieczającym moduł przed przedostaniem się stałych zanieczyszczeń emitowanych przez pompę ciśnieniową i opracowano armaturę wraz z mechaniczno-elektronicznymi miernikami natężenia przepływów.

Armatura wypływu wody oczyszczonej zawiera komórkę konduktometryczną umożliwiającą (przy użyciu konduktometru) należyte ustawienie odrzutu, zapewniającego odpowiednią przewodność właściwą wody oczyszczonej w module odwróconej osmozy.

Prace badawczo-rozwojowe nad węzłem odwróconej osmozy polegały na:

1) zbadaniu relacji – wydajność produktu/ciśnienie dla modułów serii BW (produkcji Filmtec), przy ciśnieniu do 1,0 MPa,

2) określeniu możliwie niskiego odrzutu wody z modułu BW przy zadowalającym odrzucie jonów z wody surowej,

3) przebadaniu sposobu uzyskania z układu dwustopniowego wody o przewodności właściwej do 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Ad 1. Zależność zbadano w układzie jednomodułowym dla ciśnień 0,8 i 1,0 MPa i dla modułów produkcji Filmtec (DOW, Filmtec Membranes 1996) o długości 21" (BW30 2521). Dla wymienio-

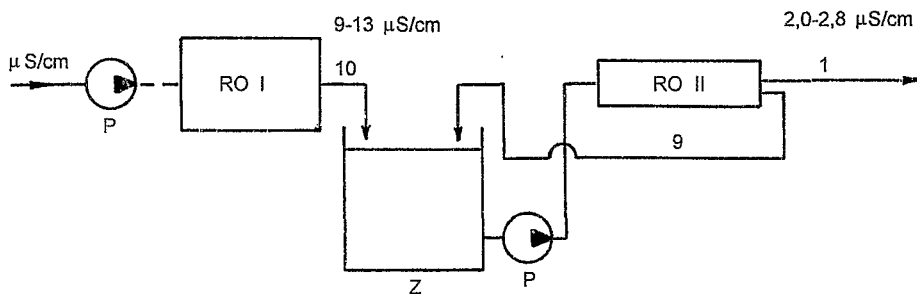
ných modułów i dla oczyszczanej wody komunalnej warszawskiej uzyskiwano wydajność przy 0,8 MPa – około 16 dm³/h, dla 1,0 MPa – około 20 dm³/h, w temperaturze 20°C. Wyniki te, wskazywały, iż uzyskanie wydajności około 3 m³/dobę (około 120 l/h) będzie możliwe z układu 3 modułów BW 30–2540 połączonych równolegle, przy zasilaniu wodą pod ciśnieniem 1,0 MPa.

Ad 2. Podczas badań należało uwzględnić, iż woda warszawska jest dość silnie zasolona i jej przewodność właściwa może przekroczyć nawet 1,000 μS/cm, z tego powodu wyniki dla innych wód mogą być korzystniejsze. Duże zasolenie wody powoduje bowiem szybkie stężanie się zanieczyszczeń po stronie odrzutu – i stąd niemożność nadmiernego przytłumienia odrzutu.

Stwierdzono że, aby uzyskać odrzut jonów bliski nominalnemu (ok. 98%) dla modułów, a jednocześnie przewodność właściwą produktu poniżej 20 μS/cm, odrzut wody nie może być mniejszy (przy układzie jednomodułowym) od 5-krotnej wydajności produktu. Na rysun-

ku 6 przedstawiono schemat badanego układu. W tabeli 1 wprowadzono zamieszczono parametry wody oczyszczonej w układzie dwumodułowym (patrz niżej), jednakże wyniki uzyskane z badania czystości wody oczyszczonej w I stopniu dobrze korespondują z wnioskami przedstawionymi powyżej.

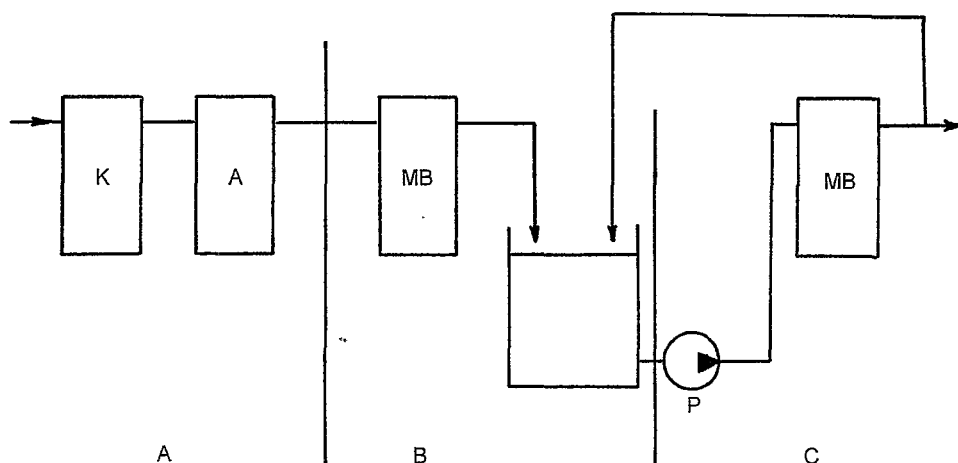
Ad 3. Znacznie można zmniejszyć stosunek objętościowy odrzutu do produktu przez zastosowanie innej konfiguracji modułów – w systemie dwustopniowym, przedstawionym na rysunku 7. Zaznaczono powrót odrzutów do wody zasilającej, stosunek wielkości odrzutu do produktu i przewodności właściwej wody w układzie dwustopniowym. Uzyskano przewodność właściwą wody oczyszczonej poniżej 3 μS/cm. Warunkiem uzyskania wydajności, np. 3 m³/dobę jest jednakże zastosowanie, szczególnie w pierwszym stopniu, modułu o wysokiej wydajności, np. BW 30–345 oraz uniknięcie nadmiernego zateżnienia się zanieczyszczeń w wodzie zasilającej moduł drugiego stopnia. W tabeli 1 przedstawiono wyniki badań takiego układu.



RYSUNEK 6. Schemat dwustopniowego układu oczyszczania wody metodą odwróconej osmozy z zaznaczonymi, względnymi wielkościami odrzutu i produktu, z poszczególnych stopni: RO I i RO II – pierwszy i drugi stopień odwróconej osmozy, P – pompa, Z – zbiornik pośredni; wielkość odrzutu ze stopnia drugiego wynosi 1, natomiast 9 i 10 stanowią krotność wielkości odrzutu z RO II i wielkości produktu z RO I względem wielkości produktu ze stopnia drugiego (1)

TABELA 1. Wyniki badań stopnia oczyszczania wody w urządzeniu typu III (punkty pomiarowe wg rys. 6)

Przewodność właściwa wody surowej ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Przewodność właściwa odrzutu z RO I ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Przewodność właściwa produktu z RO I ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Stosunek objętościowy odrzutu/produkt	Przewodność właściwa odrzutu z RO II ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Przewodność właściwa produktu z RO II ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Stosunek objętościowy odrzutu/produkt
0,860	1,289	13,4	5,0	23,3	2,0	11,9
1,020	1,286	10,3	6,0	22,0	2,1	11,3
1,020	1,270	10,2	7,2	23,6	2,3	9,75
1,020	1,245	9,9	6,0	25,3	2,2	10,0
1,020	1,180	9,4	6,5	32,0	2,4	9,0
1,050	1,211	9,5	6,5	29,0	2,4	8,0
1,050	1,224	9,8	6,5	29,5	2,6	8,0
1,180	1,200	14,1	5,5	30,0	2,8	8,0



RYSUNEK 7. Schemat podziału deionizacji na trzy zespoły oznaczone A, B i C: A – deionizacja w kolumnach ze złożem rozdzielonym, K – kationit, A – anionit, B – deionizacja na złożu mieszanym MBII i zbiornik wody czystej, C – deionizacja w układzie recyrkulacji (R), P – pompa MBII, złożę mieszane doczyszczające

Wyniki badań

W wyniku badań stwierdzono, że nominalną wydajność ($3 \text{ m}^3/\text{dobę}$) z układów (typu I i II) uzyskuje się przy zastosowaniu trzech modułów BW 30–2540 w systemie równoległym. Stwierdzono

również, że w tym systemie odrzut może przekraczać około 5-krotnie wydajność produktu, co może sprawiać problemy przy układach z odrzutem nie podłączonym do ogólnej sieci kanalizacji. Możliwe jest także uzyskanie przewodności właściwej wody oczyszczonej w dwusto-

pniowym układzie odwróconej osmozy – poniżej 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, co pozwoliło na realizację typu III oczyszczalnika.

Układ dejonizacji z recyrkulacją

Układ dejonizacji i recyrkulacji w urządzeniu do oczyszczania wody umownie podzielono na trzy zespoły połączone szeregowo (rys. 7):

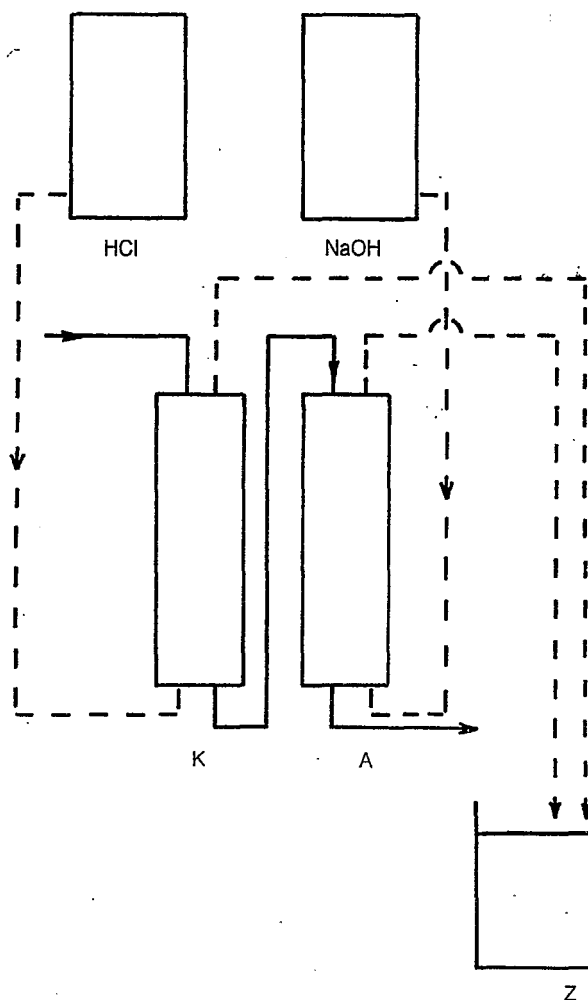
- dejonizacji na kolumnach jonitowych ze złożem rozdzielonym: kationitowej i anionitowej (złoża regenerowane w systemie urządzenia), zasilanych wodą bezpośrednio z modułu odwróconej osmozy,
- dejonizacji na kolumnie ze złożem mieszanym (wymiennej, regenerowalnej poza systemem) złożonego z anionitu silnie zasadowego oraz kationitu silnie kwaśnego (Amberlite, jonity..., 1995),
- zbiornika wody czystej,
- pompy i kolumny ze złożem rozdzielonym.

Stwierdzono, że woda pochodząca z odwróconej osmozy, o przewodności 12–20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ jest oczyszczana w kolumnach ze złożem rozdzielonym aż do 3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i poniżej, co wymaga jednak pracy ciągłej kolumn, gdyż bezpośrednio po uruchomieniu pracy kolumn przewodność wody jest stosunkowo duża. Ponadto stwierdzono, że regeneracja jonitów w systemie jest stosunkowo kłopotliwa dla obsługi i wymaga znacznego rozbudowania układu (rys. 8). Z tego powodu do ostatecznej realizacji systemów typu I i II wybrano układy zawierające wyłącz-

nie kolumny ze złożem mieszanym (będzie to szczegółowo przedstawione w III części pracy). W tym celu opracowano łatwą w aplikacji metodę regeneracji złoża mieszanego. Była ona niezbędna do zapewnienia ruchu ciągłego przy wymianie kolumn wysyconych na kolumny zawierające złożo regenerowane. Opracowano sposób technicznie łatwej wymiany kolumn oraz ich instalacji, oraz metodę skutecznego rozdzielenia złoża mieszanego na kationit i anionit, przy użyciu strumienia wody; schemat metody przedstawiono na rysunku 9 wraz ze schematem regeneracji rozdzielonej anionitu i kationitu; jest to metoda efektywna ekonomicznie: w ciągu dnia roboczego jedna osoba może zregenerować jonity mieszane o objętości co najmniej 40 dm^3 . W badaniach układu dejonizacja-recyrkulacja uzyskane wyniki przedstawiono w tabeli 2.

Literatura

- Aqua-pure, *Kuna pro-water* (Mat. inf. 1995).
Clack Corp 1955: *Water treatment materials – Activated Carbon*, Birm Filox.
Complex 1994: *Oczyszczalniki wody o wydajności 3–5 m³/dobę, przeznaczone do celów technologicznych* (uruchomienie wytwarzania nie publikowane).
Farmakopea Polska 1990: Wyd. V.
Filmtec – USA moduł BW 30 2521 i dalsze (mat. inf.).
KULICKI K. 1996: *Metody oraz aparaty do czyszczenia wody*. Aparat. Bad. i Dydak. nr 1.
KULICKI K., OSTATEK J., REISS J., SZPAKOWSKA M. 1995: *Systemy głębokiego oczyszczania wody sterylizacja: niektóre problemy badawczo-techniczne*. Konf. pn.: Procesy membranowe w ochronie środowiska, Wisła 1995.
Nowoczesne Laboratorium 1, 1995: Git Verlag.
Pall, *Mat. inf. dot. filmu TDSLK 2 NFZP*.



RYSUNEK 8. Przykład sposobu regeneracji złoża jonitów rozdzielonych in situ: HCl, NaOH – roztwory regenerujące, Z – zbiornik solanki poregeneracyjnej, K, A – kolumny z jonitami kationit-anionit

Summary

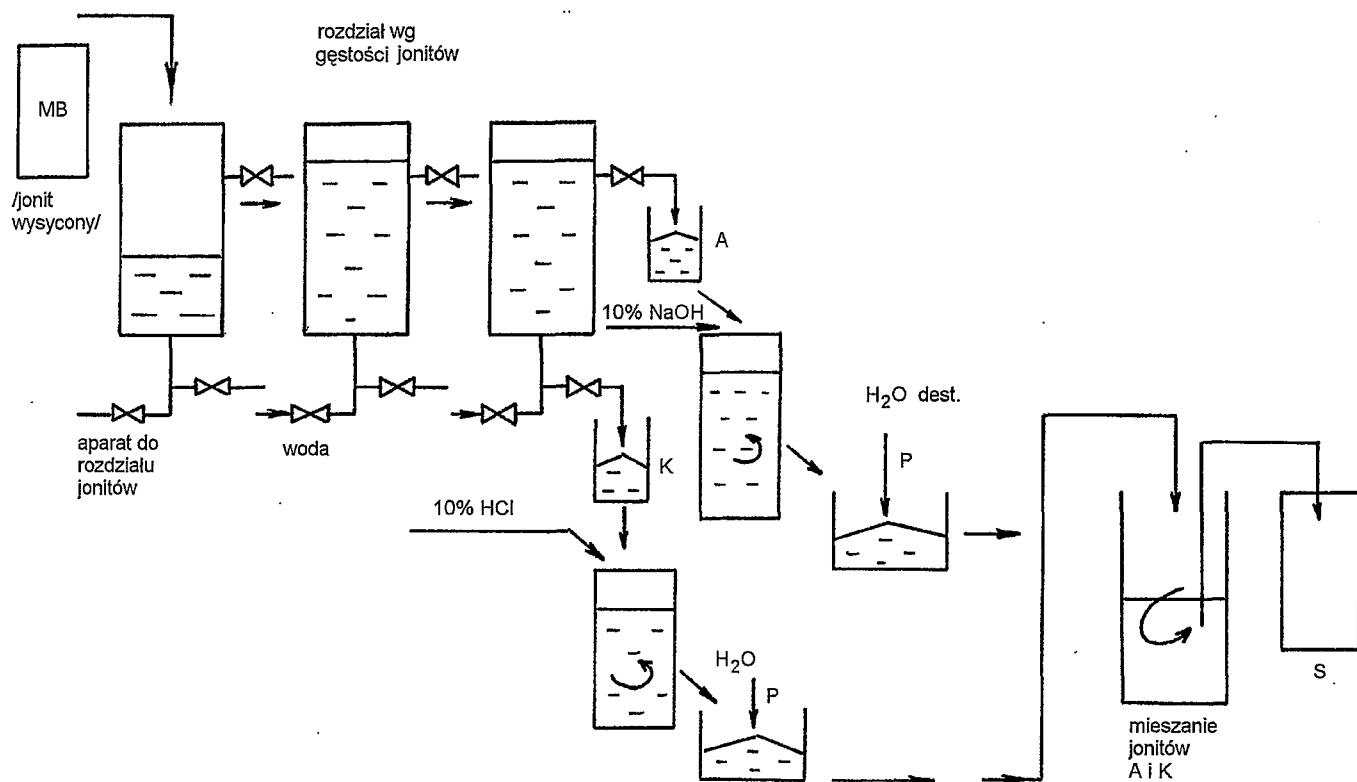
Fundamental processis and solutions of water purifing for technological perpouses. Discussed some methods and solutions of water purifing with efficiency up to 5 m³ per twenty-four hours. In preliminary researsche framework the design of three fundamental

watercours drawings in form of apparatus was elaborated:

type I: conductivity after recirculation system below 0,1 μS/cm contents of heavy metals below 0,1 ppb,

type II: conductivity of water below 1 μS/cm,

type III: conductivity of water 5÷10 μS/cm.



RYSUNEK 9. Schemat metody rozdziu i regeneracji złoa mieszanego jonitów: MB – złoze mieszane, K – kationit, A – anionit, R – regeneracja, P – płukanie, S – składowanie

TABELA 2. Wyniki badań układów do oczyszczania wody typu I i typu II

Typ	Wydajność nominalna bloku odwróconej osmozy (m ³ /dobę)	Wydajność maksymalna układu recyrkulacji i poboru (m ³ /h)	Przewodność właściwa (μS/cm)				Zawartość metali ciężkich (Zn, Cu, Pb i Cd) (ppb) <u>uzyskane</u> <u>założone</u>
			po bloku odwróconej osmozy	po dejonizacji na złożach rozdzielonych	po dejonizacji na złożu mieszanym MB I <u>uzyskane</u> <u>założone</u>	po dejonizacji na złożu MB II/recyrkulacja <u>uzyskane</u> <u>założone</u>	
I	3–5	2,4	10–15	poniżej 3	0,1 <u>0,1</u> pobór bezpośredni <u>0,1 – 0,2</u> 1,0	0,06 do 0,1	poniżej 0,1 do 1,0
II	3–5	2,4	10–15	–	pobór ze zbionika pośredniego <u>do 1,0</u> 1,0	–	poniżej 0,1 do 1,0

Efficiency of each of apparatus up to 5 m³ per twenty-four hours. Discripted methods of modifications of the devices to have the application of comprehensive supply users in view. Especialy for users from electronical, optical, kosmetical, pharmaceutical plants and others who are applying the technological water of rather levels of purity. From the level of demineralised water up to the level of high performancy purity.

Authors' address:

J. Szukalski
Warsaw Agricultural University – SGGW
02–528 Warszawa, ul. Rakowiecka 26/30
Poland
K. Kulicki
COBRABID-AQUA
Warszawa ul. Łucka 13
Poland

Jan SZUKALSKI

Katedra Podstaw Techniki SGGW

Instytut Inżynierii Precyzyjnej i Biomedycznej PW

Krzysztof KULICKI

COBRABID-AQUA

Rezultaty prac badawczo-rozwojowych nad oczyszczalnikami wody do celów technologicznych

Wstęp

W artykule omówiono rezultaty prac badawczo-rozwojowych¹, które przeprowadzono dla optymalnych, w odniesieniu do warunków zewnętrznych, rozwiązań oczyszczalników wody do celów technologicznych. Zaprezentowano rezultaty prac nad realizacją zaproponowanych trzech zasadniczych typów urządzeń o wydajności do 5 m³/dobę i o przewodności wody wyjściowej poniżej 0,1 μS/cm (typ I), 1 μS/cm (typ II), 10 μS/cm (typ III).

Celem pracy było zbadanie funkcjonowania i dobór szczególnie korzystnych w odniesieniu do warunków eksploatacji zaproponowanych rodzajów węzłów: oczyszczania wstępnego, odwróconej osmozy, i dejonizacji z recyrkulacją.

¹Prace badawczo-rozwojowe były przedmiotem projektu celowego, dofinansowanego przez Komitet Badań Naukowych (projekt nr 77613 94/C 1816), zostały zrealizowane i wdrożone pod kierunkiem autorów w firmie Complex Ltd.

Węzeł oczyszczania wstępnego

Elementy składowe. Węzeł oczyszczania wstępnego w swej kompozycji jest uzależniony od składu wody surowej: może być ona komunalna i chlorowana lub ozonowana bądź z własnego ujęcia, zawierająca duże stężenia związków organicznych, krzemionki, żelaza w związkach humusowych. Najogólniej określając, wstępny układ oczyszczający powinien zawierać: filtr wstępny, odżelaziacz i zmiękcacz.

Przy niskich stężeniach żelaza (ok. 1 mg/dm³), zmiękcacz może być wykorzystywany także i do odżelaziania, co znacznie upraszcza konstrukcję węzła oczyszczania wstępnego.

- woda o przewodności właściwej około 1 μS/cm znajduje zastosowanie w przemyśle farmaceutycznym (Aqua Purificata – Farmacopea Polska 1990);
- woda o przewodności właściwej 5–10 μS/cm ma szeroki zakres zastoso-

wań, np.: w farmacji, w zakładach galwanizacyjnych, w przemyśle drobnym.

Warunek jałowości wody występuje nie tylko przy zastosowaniach farmaceutycznych, ale i np. w mikroelektronice. Dotyczy to także zabezpieczenia przed dostępem pyłów.

W związku z powyższym zaproponowano realizację trzech zasadniczych typów urządzeń do oczyszczania wody:

Typ I:

wydajność	do 5 m ³ /dobę
przewodność właściwa	do 0,1 μS/cm
aspirogenność wody	wg Farmakopea Polska, wyd. V, 1990
jałowość wody	Polska norma PN-75 C-046115/03 Woda i ścieki. Badania mikrobiologiczne. Oznaczenia liczby bakterii metodą płytkową
pobór:	jałowy i bezpyłowy (pyły poniżej 0,2 μm).

Typ II:

wydajność	do 5 m ³ /dobę
przewodność właściwa	około 1 μS/cm
aspirogenność, jałowość i pobór	jak w typie I.

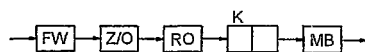
Typ III:

wydajność	do 5 m ³ /dobę
przewodność właściwa	do 10 μS/cm

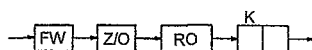
aspirogenność, jałowość i pobór

jak w typie I.

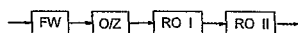
Na rysunkach 1–3 przedstawiono wytypowane do realizacji schematy blokowe układów (Typ I, II i III) oczyszczania wody.



RYSUNEK 1. Typ I. Schemat oczyszczania wody komunalnej do poziomu przewodności właściwej około 0,1 μS/cm: FW – filtr wstępny, O/Z – odżelaziacz/zmiękcacz, RO – stopień odwróconej osmozy, K – kolumny jonitowe (kationit, anionit), MP – kolumna ze złożem mieszanym



RYSUNEK 2. Typ II. Schemat oczyszczania wody komunalnej do poziomu przewodności właściwej poniżej 1 μS/cm: FW – filtr wstępny, O/Z – odżelaziacz/zmiękcacz, RO – stopień odwróconej osmozy, K – kolumny jonitowe (kationit, anionit)



RYSUNEK 3. Typ III. Schemat oczyszczania wody komunalnej do poziomu przewodności właściwej do 10 μS/cm: FW – filtr wstępny, O/Z – odżelaziacz/zmiękcacz, RO I i RO II – pierwszy i drugi stopień odwróconej osmozy

Dobór elementów ciągu oczyszczania

Filtry wstępne. Ważnym elementem wstępnej filtracji jest filtr węglowy. Ma on za zadanie ochronę modułu odwróconej osmozy przed dopływem wolnego chloru lub innych utleniaczy, na które membrana modułu nie jest odporna (Agma Pure..., 1995). Ma on za zadanie rów-

niez obniżenie stężeń związków organicznych, adsorbowanych na powierzchni węgla aktywnego. W szczególnych przypadkach jednak filtr węglowy może być źródłem nadmiernego wzrostu mikroorganizmów, w tym przypadku niezbędne jest postępowanie specjalne.

Do filtrów wstępnych należy zaliczyć również filtr mechaniczny o absolutnym stopniu zatrzymywania 5 lub 10 μm , zatrzymujący stałe zanieczyszczenia przynoszone z wodą zasilającą. Moduł odwróconej osmozy musi być chroniony także przed zablokowaniem cząstkami stałymi. Z tego powodu przed modulem stosować należy filtr o absolutnym stopniu zatrzymywania 5 μm .

Zmiękczenie-odżelazianie. Niezbędne w systemie urządzenie zmiękcza-
jące ochrania moduł odwróconej osmozy przed wytrąceniem się warstw wapiennych blokujących moduł. Dobór metody odżelaziania zależy od stężenia jonów żelaza w wodzie zasilającej: jeśli nie przekracza 2 mg/dm^3 , wystarczające może być odżelazianie przebiegające równoległe ze zmiękczeniem w urządzeniu zmiękczącym na złożu jonitowym, regenerowanym chlorkiem sodowym (Clack Corp. 1995). W przypadku występowania znaczniejszych stężeń jonów żelaza niezbędne jest stosowanie odżelaziacza poprzedzającego zmiękczacza. Optymalne jest zastosowanie odżelaziacza automatycznego.

Poważniejszy problem stanowi nadmierne (powyżej 0,5 mg/dm^3) stężenie jonów manganu; ich usuwanie wymaga zmiany pH wody zasilającej do ok. 8. Jednakże metody usuwania jonów man-

ganu, mimo ich złożoności, są opanowane. Problem sprowadza się głównie do zapobiegania wzrostowi bakterii manganowych, mogących blokować membrany oraz filtry.

Problem mogą również stanowić nieoczekiwane organiczne obciążenia wody, gdy filtr węglowy nie będzie w stanie usunąć tych zanieczyszczeń, należy przewidzieć wówczas zastosowanie koagulatora i systemu odfiltrowującego. Są to przypadki rzadkie.

Moduł odwróconej osmozy. Spełnia on kluczową rolę w procesie wstępnego oczyszczania wody dzięki specjalnie rozwiniętej powierzchni błony półprzepuszczalnej. Przy uwzględnianiu założonej wydajności powyżej 100 dm^3/h pod uwagę należy brać moduły o średnicy ok. 4" i o długości ok. 40", pod ciśnieniem wody zasilającej ok. 1,6 MPa umożliwiające otrzymywanie ok. 200 dm^3/h produktu (Raport z realiz. projektu celowego..., 1994). Powinny one być zainstalowane w serii pilotażowej stacji, ze względu na ich dobrze poznane właściwości. Jeśli moduły te zasilane są wodą komunalną o przewodności właściwej ok. 800–1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, woda demineralizowana będzie miała przewodność właściwą 10–20 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Wyżej podaną wielkość przewodności właściwej należy traktować jako ogólną miarę oczyszczenia wody, przy czym odsalanie wody od poszczególnych jonów nie przebiega jednakowo, np. jeśli stopień odsolenia silnie zjonizowanego jonu glinu jest powyżej 99%, dla jonów sodu osiąga tylko 90%. Częstki

organiczne o masie cząsteczkowej powyżej 200 są usuwane w około 99%.

Jeśli woda po pierwszym stopniu odwróconej osmozy (o przewodności właściwej ok. 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$) zostanie poddana oczyszczeniu w drugim stopniu odwróconej osmozy, możliwe jest uzyskanie wprost wody o przewodności właściwej ok. 5–7 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Dejonizacja na kolumnach o złożu rozdzielonym. Woda wstępnie oczyszczona w procesie filtracji, odżelaziania, zmiękczenia i metodą odwróconej osmozy może być doczyszczona do poziomu przewodności właściwej ok. 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w kolumnach jonitowych o złożu rozdzielonym. Jako pierwszą w ciągu wodnym stosuje się kolumnę ze złożem kationitu (silnie kwaśnego), następna kolumna zawiera silnie zasadowy anionit.

Regeneracja jonitów może być automatyczna lub ręczna. Przy czym regeneracja ręczna nie jest uciążliwa i odbywa się z niewielką częstotliwością (np. raz na tydzień), co łatwo wkomponować w rytm cyklu konserwacji urządzenia.

Dejonizacja w kolumnie ze złożem mieszanym. Złoże mieszane jonitów umożliwia uzyskanie wody głęboko oczyszczonej, do poziomu przewodności właściwej poniżej 0,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i przy $\text{pH} = 7$. Wadą takiego złoża jest większa złożoność regeneracji, z tego powodu złoże to zwykle kończy ciąg oczyszczania i jest zasilane wodą już stosunkowo czystą (rys. 1).

Regeneracja złoża mieszanego może być prowadzona w specjalnej kolumnie, jednak w projekcie, przy założonej

umiarkowanej wydajności stacji oraz przy zasilaniu kolumny ze złożem mieszanym wodą wcześniej oczyszczoną – preferuje się wymianę kolumn roboczych i regenerację na osobnym stanowisku lub w systemie serwisowym.

Filtracja po wymiennikach jonowych. Służy ona do zatrzymywania zanieczyszczeń generowanych z jonitów i z rurociągów, zmniejszając szybkość mnożenia się bakterii. Stosuje się filtry o absolutnym stopniu zatrzymywania do 10 μm .

Filtracja po złożach mieszanych w pętli recyrkulacyjnej. Służy do usuwania pętli recyrkulacyjnej cząstek o średnicy powyżej 0,5 μm (absolutny stopień zatrzymywania), a częściowo – bakterii (patrz pkt recyrkulacja).

Filtracja w punktach poboru. Zadaniem filtracji w punktach poboru jest wychwyt cząstek lub bakterii, które dotarły do tych punktów. Filtry takie powinny się charakteryzować dużą powierzchnią filtracyjną, małymi oporami przepływu i małą zawartością substancji ekstrahowalnych oraz efektywnością wychwytu w szerokim zakresie cząstek przy absolutnym stopniu zatrzymywania do 0,2 μm (DOW, Filmtec, Membranes 1996 i Szukalski, Kulicki 1997).

Sterylizacja oraz usuwanie pirogenów. W niektórych przypadkach, szczególnie przy zastosowaniach farmaceutycznych, niezbędny jest pobór wody jałowej i pozbawionej pirogenów. Operacje te najłatwiej i najefektywniej można wy-

konać metodą filtracji, przy użyciu filtrów o absolutnym stopniu zatrzymywania 0,2 μm i o odpowiednio rozwiniętej powierzchni.

substancje organiczne	maks. 1,5 ppm,
miedź	maks. 0,04 ppm,
żelazo	maks. 0,1 ppm,
organizmy żywe	10 000 bakterii/24 h/37°C.

Inne wymagania

Oprócz wymienionych uprzednio wymagań względem wody uzyskiwanej z poszczególnych typów urządzeń, w praktyce występują i inne szczególne wymagania dotyczące maksymalnych stężeń domieszek (zanieczyszczeń) w wodzie; wymagania te wynikają z charakteru procesów technologicznych i są bardzo zróżnicowane stosownie do jej przeznaczenia:

- do wytwarzania powłok metodą galvanizacji niezbędna jest woda o przewodności właściwej 1 $\mu\text{S/cm}$ lub poniżej, do pokrywania metalami specjalnymi,
- dla wytwórni kosmetycznych wymagana jest woda o poziomie przewodności właściwej ok. 5 $\mu\text{S/cm}$,
- dla zakładów optycznych niezbędna jest woda do płukania o przewodności właściwej ok. 0,065 $\mu\text{S/cm}$ i pozbawiona bakterii – do celów specjalnych,
- dla zakładów technologii elektronicznych niezbyt wygórowane wymagania dotyczące czystości wody mogą być następujące (Complex Ltd, 1995, Ametek..., 1995; Dow..., 1996, Amberlite, jonity..., 1995):

przewodność właściwa	
maks.	0,1 $\mu\text{S/cm}$,
chlorki	
maks.	0,03 ppm,

Propozycja kompozycji systemów

Zróżnicowane wymagania narzucają producentowi konieczność elastycznego traktowania systemów oczyszczania. Z tego powodu, ze względów technologiczno-konstrukcyjnych i użytkowych należy wyróżnić w układzie bloki:

- oczyszczania wstępnego,
- odwróconej osmozy,
- dejonizacji,
- recyrkulacji w małym obiegu,
- recyrkulacji w dużym obiegu i poboru.

Trzeba zwrócić uwagę, że podział układów na bloki wcale nie oznacza, że w skład np. bloku oczyszczania wstępnego wchodzi zawsze te same elementy (odżelazianie, filtracja, zmiękczenie) i zawsze w tych samych konfiguracjach – modyfikacje szczegółowe muszą być bowiem dostosowane do wymagań odbiorcy (wg wymagań czystości wody) oraz do zanieczyszczeń obecnych w wodzie surowej. Przykładowo – oczyszczanie wody studziennej nie wymaga stosowania etapu odchlorowywania, ale może wymagać etapu usuwania nadmiaru związków organicznych lub krzemionki.

Podział na bloki ułatwia komponowanie układów odpowiednich do potrzeb

przez dobór lub odpowiednią eliminację elementów wewnątrz bloków, w krańcowych przypadkach niektóre bloki mogą być zbędne, np. blok dejonizacji.

I tak odpowiednio w typach I i II w skład zasadniczego układu wchodzi: oczyszczanie wstępne, odwrócona osmoza, dejonizacja i recyrkulacja.

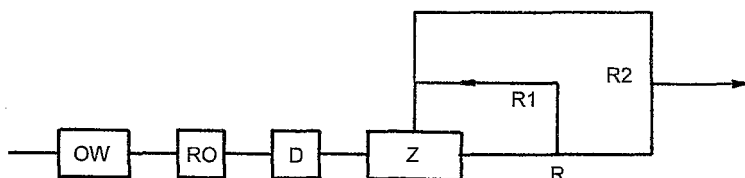
Na rysunku 4 przedstawiono wymienione układy (typ III nie obejmuje dejonizacji). Zakres prac badawczych został poszerzony względem zakresu zakładanego pierwotnie tak, aby dzięki opracowaniu o charakterze zunifikowanym było możliwe łatwe techniczne komponowanie ich w systemy oczyszczania typu I, II i III przedstawione na rysunkach 1, 2 i 3.

Podstawowe procesy technologiczne

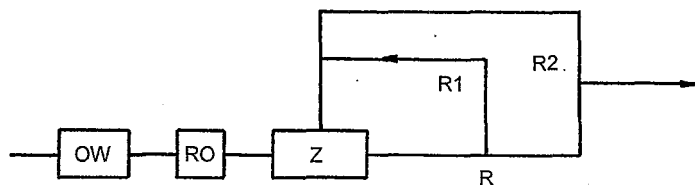
Oczyszczanie wstępne. W standardowym pełnym systemie oczyszczanie wstępne obejmuje: filtrację mechaniczną, absorpcję chloru oraz związków organicznych w filtrze węglowym, odżelazianie i odmanganowywanie na złożu BIRM lub Filox (Clack Corp..., 1995), zmiękczenie z wykorzystaniem jonitu w formie sodowej oraz zbiornik wody wstępnie oczyszczonej.

Na rysunku 5 przedstawiono schemat pełnego bloku oczyszczania wstępnego.

Odwrócona osmoza. Podstawowy jednostopniowy układ odwróconej osmozy obejmuje: filtrację zabezpieczającą (dokładną) na filtrze o absolutnym



Typ I i II



Typ III

RYSUNEK 4. Schematy blokowe układów typu I, II i III: OW – oczyszczanie wstępne, RO – odwrócona osmoza, D – dejonizacja, Z – zbiornik wody oczyszczonej, R – recyrkulacja, w tym R1 – obieg mały, R2 – obieg duży i pobór

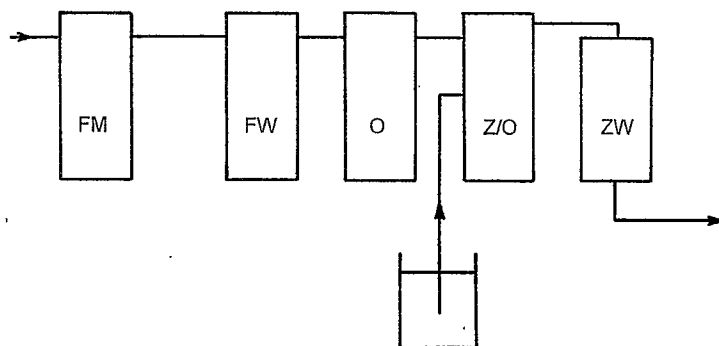
stopniu zatrzymywania 5 μm , pompę ciśnieniową, moduł odwróconej osmozy wraz z układem regulacji wielkości odrzutu wody i układ pomiaru konduktometrycznego. Schemat układu przedstawiono na rysunku 6.

Dejonizacja. System dejonizacji obejmuje: a) w systemie rozwiniętym – dejonizację na złożu rozdzielonym, pomiar przewodności właściwej, dejoniza-

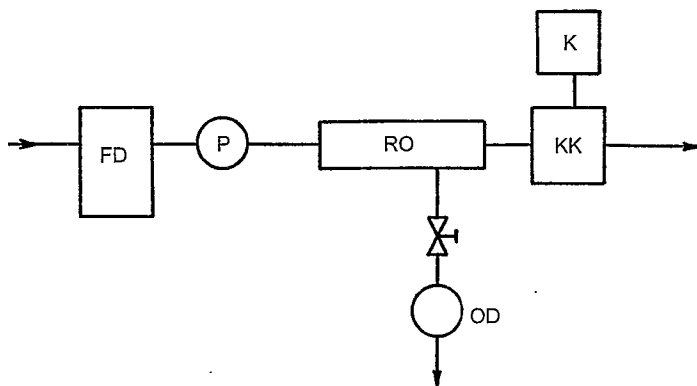
cję na złożu mieszanym jonitów, filtrację oraz pomiar przewodności właściwej, natomiast w systemie uproszczonym b) – dejonizację na złożu mieszanym jonitów, filtrację i pomiar przewodności właściwej.

Na rysunku 7 przedstawiono schematy wymienionych układów.

Recyrkulacja. Standardowy układ recyrkulacji jest złożony z układu recyr-



RYSUNEK 5. Schemat standardowego bloku oczyszczania wstępnego: FM – filtracja mechaniczna, FW – filtracja węglowa, O – odżelaziacz, Z/O – zmiękcacz (i odżelazianie końcowe), ZW – zbiornik wody wstępnie oczyszczonej



RYSUNEK 6. Schemat jednostopniowego układu odwróconej osmozy: FD – filtr zabezpieczający (dokładny) 5 μm , P – pompa, RO – moduł odwróconej osmozy, OD – odrzut, KK/K – komórka konduktometryczna/konduktometr

kulacji małej oraz recyrkulacji dużej – poboru, a w tym z elementów: zbiornika wody czystej, pompy, kolumny jonitów ze złożem mieszanym, konduktometru oraz filtru precyzyjnego.

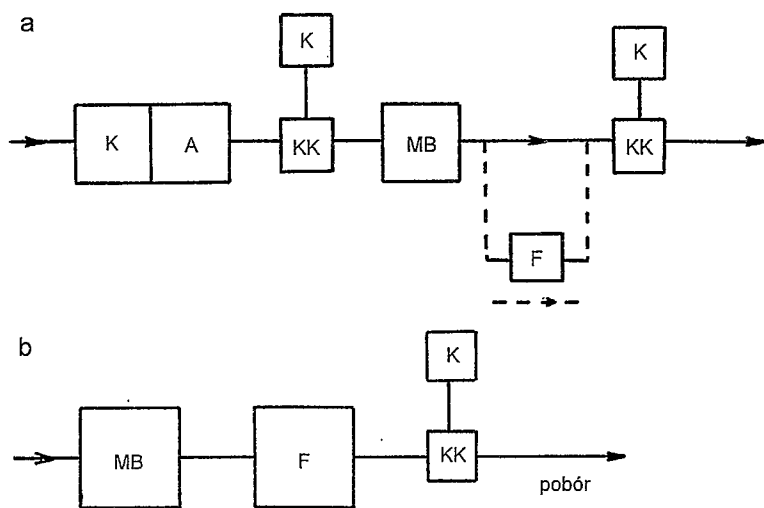
Na rysunku 8 przedstawiono schemat układu recyrkulacyjnego.

Pobór. Jak zaznaczono w punkcie opracowania omawiającym sterylizację i usuwanie pirogenów pobór może nastę-

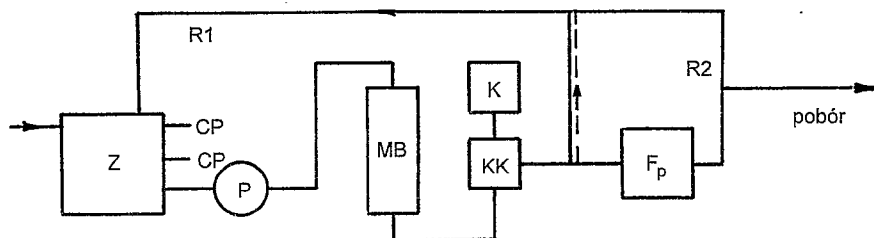
pować w miarę potrzeb, z zachowaniem jakości lub (i) aspirogenności pobieranej wody.

Rezultaty

Zaproponowano (i wykonano) urządzenia do oczyszczania wody o wydajności do 5 m³/dobę. Pod względem konstrukcyjnym oczyszczalniki dostosowano do różnych źródeł zasilania, w tym do



RYSUNEK 7. Schemat systemu dejonizacji – rozwiniętego i uproszczonego: K, A – kolumny jonitowe ze złożem rozdzielonym, MB – kolumna ze złożem mieszanym, KK/K – komórka konduktometryczna/konduktometr, F – filtr



RYSUNEK 8. Schemat recyrkulacji małej (obiegu małego) R1 oraz recyrkulacji dużej (obiegu dużego) i poboru R2: Z – zbiornik wody czystej, CP – czujniki poziomów, P – pompa, MB – kolumna ze złożem mieszanym, KK/K – komórka konduktometryczna/konduktometr, F – filtr precyzyjny

zasilania ze studni i wodą komunalną. Dostosowano je także do różnych poziomów stężeń domieszek w wodzie surowej.

Zaproponowano elastyczną, blokową budowę oczyszczalników złożonych z bloków oczyszczania wstępnego, odwróconej osmozy i dejonizacji z recyrkulacją wody czystej lub bez recyrkulacji, według wymagań odbiorców. Istotna jest również możliwość zastosowania rozwinętego systemu dejonizacji lub uproszczonego, w zależności od potrzeb użytkowników.

Zasada elastycznego komponowania elementów układu pozwala na znaczne obniżenie kosztów i przez możliwość znacznej standaryzacji ułatwia wykonawstwo.

W następnej publikacji przedstawione zostaną rezultaty prac badawczo-rozwojowych nad rozwiązaniami poszczególnych węzłów i systemów oczyszczania wody.

Podsumowanie wyników

1. Opracowano wszystkie węzły aparatów do oczyszczania wody i sprawdzono ich działanie.

2. Opracowano i wykonano ciągi wodne projektowanych typów aparatów (typ I, II, III) oraz sprawdzono ich działanie (Szukalski i Kulicki 1997).

3. Stwierdzono, że założone parametry pracy zostały osiągnięte lub uzyskano parametry lepsze, np. w przypadku typu I uzyskano wodę o przewodności właściwej 0,06 (zakładano 0,1 $\mu\text{S/cm}$), w przypadku typu II około 0,1 (zakłada-

no 1 $\mu\text{S/cm}$). W przypadku typu III przewodność wynosiła około 3 $\mu\text{S/cm}$, a zakładano 5–10 $\mu\text{S/cm}$. Z aparatu typu I uzyskano wodę o znacznie niższym poziomie zanieczyszczeń metalami ciężkimi (około 0,1 ppb) od zakładanego (poniżej 1 ppb).

Literatura

- CLACK CORP. 1995: *Water Treatment Materials – Activated Carbon*, BIRM, Filox. ITS, Warszawa.
- Odźlaziacz półautomatyczny typu PA, oferta produkcyjna 1994: Complex Ltd. (arch.).
- Raport z realizacji projektu celowego 7 7181 92C/0783; 1994: COBRABID (arch.).
- Complex Ltd. Sprawozdanie z projektu celowego 1995: *Oczyszczalniki wody o wydajności 3–5 m³/dobę, przeznaczone do celów technologicznych – uruchomienie wytwarzania*.
- Aqua Pure, Kuno Pro-Water, Water Softeners 1995: (arch. COBRABID-AQUA).
- AMETEK – filtry węglowo-mechaniczne, oferta produkcyjna. 1995.
- DOW, Filmtec Membranes 1996: *Technical Bulletin*, Minneapolis USA.
- Amberlite, jonity, zestaw danych technicznych 1995: Promat.
- SZUKALSKI J., KULICKI K. 1997: *Podstawowe procesy i rozwiązania oczyszczania wody do celów technologicznych*. Przegl. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. SGGW (w druku).

Summary

The results of researches on the water purifying devices for technological purposes. The results of works due to constructing of water purifying devices for technological purposes up to 5 m³ per twenty-four hours efficiency are presented. Mainly works consist on the optimal adaptation standard blocks for purifying using the way of reversal osmosis

– deionisation. Discussed results of works on modules of pre-purifying, reversal – osmosis, deionisation and the optimal configurations (in authors opinion) of construction of the three types of purifying devices are proposed. Article concerned the discussing of the main technical problems (recirculation) actual for constructors and users.

Authors' address:

J. Szukalski

Agricultural University

02-528 Warszawa, ul. Rakowiecka 26/30

Poland

K. Kulicki.

COBRABID-AQUA

Warszawa, ul. Łucka 13

Poland

Jan SZUKALSKI

Katedra Podstaw Techniki SGGW

Instytut Inżynierii Precyzyjnej i Biomedycznej PW

Krzysztof KULICKI

COBRABID-AQUA

Budowa oczyszczalników o wydajności do 5 m³/dobę przeznaczonych do celów technologicznych oraz problemy i rezultaty realizacji technicznej rozwiązań

Wstęp

Przedmiotem pracy było zapewnienie technicznych warunków wytwarzania podstawowych systemów i rozwiązań (Oczyszczalniki wody o wyd. 3–5 m³/dobę ..., 1995) urządzeń do oczyszczania wody. Prace ukierunkowano przede wszystkim na to, aby zapewnić warunki wytwarzania węzłów oczyszczania wstępnego, odwróconej osmozy, dejonizacji z recyrkulacją i na rozpoczęcie ich wytwarzania oraz wykonywanie kompletnych oczyszczalników wody, jako elastycznych pod względem technologicznym zestawów, bazujących na tych węzłach.

Omówione rezultaty były przedmiotem prac wdrożeniowych.

Prace przygotowawcze

W ramach technologicznych prac przygotowawczych wykonano projekty

oraz dokumentację rozwiązań konstrukcyjnych:

- podstawowych zespołów węzłów oczyszczania wstępnego,
- obudów modułów odwróconej osmozy oraz połączeń hydraulicznych,
- mierników konduktometrycznych,
- układu dejonizacji wraz z recyrkulacją,
- typowego stelażu – elementów nośnych.

Przy pracach wykorzystano, w miarę możliwości, typowe elementy konstrukcyjne, co uprościło wykonawstwo, montaż i instalowanie. Obniżyło także koszt instalacji.

Zespół węzła oczyszczania wstępnego. W wyniku prac badawczo-rozwojowych (Szukalski, Kulicki 1997a) nad budową oczyszczalników opracowano dokumentację elementów zespołu filtru wstępnego, odżelaziacza oraz zmiękczacza.

Przy konstrukcjach preferowano rozwiązania polegające na wykorzystaniu w kolumnie filtru wstępnego węgla aktywnego oraz substancji odżelaziającej, dzięki czemu filtracja wstępna usuwa z wody chlor, związki organiczne i jednocześnie żelazo (Oczyszczalniki wody ..., 1995). Dzięki temu w sytuacji korzystnej można uniknąć osobnego odżelaziacza.

Zespół obudów modułów odwróconej osmozy oraz połączenia hydrauliczne. W pracy między innymi:

- zweryfikowano metody uszczelniania modułów w obudowach i obudów na ciśnienie 1,0 oraz około 1,6 MPa, przy czym ciśnienie 1,0 MPa stanowi wielkość graniczną ze względu na dostępność krajowych rur testowanych na to ciśnienie robocze,

- opracowano sposób łączenia armatury z rur sztywnych (PCV-U) węzłami giętkimi (PCV), produkcji UNO SVEDBERG PLASTAB. Połączenia są odporne na ciśnienie do 1,0 MPa,

- opracowano sposób łączenia armatury z rur sztywnych (PVC) przez dwuzłączki z siecią pozostałej sztywnej armatury. Pozwala to na łatwe rozłączanie elementów ciągu wodnego, np. modułów odwróconej osmozy, komórek konduktometrycznych lub kolumn jonitowych.

Mierniki konduktometryczne.

Spośród krajowych, handlowych konduktometrów nie ma urządzeń pracujących w zakresie wody najczystszej (poniżej 0,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$) z właściwą dokładnością (około 0,01 $\mu\text{S}/\text{cm}$) oraz zaopatrzonych w przepływową komórkę konduktometryczną. Są w różnych ośrodkach wyko-

nywane próby opracowania konstrukcji. Z tego powodu podjęto własne prace nad wykonaniem konduktometru przepływowego przeznaczonego do zastosowania w systemie głębokiego oczyszczania wody (wraz z sygnalizacją przekroczenia poziomu przewodności) oraz konduktometru przeznaczonego do pomiaru przewodności właściwej wody po poddaniu jej oczyszczaniu metodą odwróconej osmozy.

Skale konduktometrów obejmują zakresy:

- a) 0,050–0,200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, z możliwością odczytu z dokładnością 0,005 w polu 0,050–0,080,

- b) 1,0–5,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, z możliwością odczytu z dokładnością 0,2,

- c) 30–150 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Ad a) Minimalna teoretyczna przewodność wody w temperaturze 25°C wynosi 0,055 $\mu\text{S}/\text{cm}$, (18 Mom cm), z tego powodu jest to dolny poziom bazowy. Konduktometr o zakresie 0,050–0,200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ jest przeznaczony do pomiaru przewodności właściwej wody najczystszej po dejonizacji na złożu mieszanym, zwykle mającej wielkość od 0,06 do 0,07 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Reagent Grade Water). Przewodność właściwa przewyższająca tę wielkość może świadczyć o wyczerpaniu się jonitów.

Ad b) Zakres przewodności właściwej wody dejonizowanej w kolumnach na złożach rozdzielonych obejmuje zwykle obszar 1–5 $\mu\text{S}/\text{cm}$: z tego względu wykonano konduktometr (Mulawa i zespół, Oprac i wyk. miernika konduktacji ..., 1995) o takim zakresie pomiarowym. Zakres ten także mieści się w obszarze Laboratory Grade Water. Przekroczenie

poziomu 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ może wskazywać na wyczerpanie się złoża rozdzielonego i konieczność regeneracji.

Ad c) Woda oczyszczona w pojedynczym stopniu odwróconej osmozy ma zwykle przewodność właściwą powyżej 15 $\mu\text{S}/\text{cm}$, z tym że wraz z czasem eksploatacji wielkość ta się podwyższa, czasem nawet do 100, co wówczas może świadczyć o uszkodzeniu modułu np. chlorem, który przebił filtry wstępne.

Konduktometr o wymienionym zakresie mierzący wodę po jednym stopniu odwróconej osmozy wykazywać więc może stan modułu, w tym konieczność regeneracji lub jego wymiany.

Układ dejonizacji z recyrkulacją.

Jak przedstawiono w pracy omawiającej rezultaty badań nad oczyszczalnikami wody (Szukalski, Kulicki 1997a), węzeł dejonizacji i recyrkulacji w urządzeniu do oczyszczania wody umownie podzielono na trzy zespoły połączone szeregowo:

- dejonizacji na kolumnach jonitowych ze złożem rozdzielonym: kationitowej i anionowej (złoża regenerowalne w systemie urządzenia), zasilanych wodą bezpośrednio z modułu odwróconej osmozy,
- dejonizacji na kolumnie ze złożem mieszanym (wymiennej, regenerowalnej poza systemem),
- zbiornika wody czystej,
- pompy i kolumny ze złożem mieszanym w układzie recyrkulacyjnym.

Z przyczyn technologicznych (Opracowanie i wykonanie miernika konduktacji ..., 1995; Szukalski, Kulicki 1997) poza szczególnymi przypadkami zrezyg-

nowano z zastosowania kolumn jonitowych ze złożem rozdzielonym. Zaprojektowano konstrukcje kolumn ze złożem mieszanym, w tym: korpusu kolumny produkcji krajowej i dystrybutorów (górnego i dolnego).

Zaprojektowano układ recyrkulacji jako zbiornik wody czystej, zastosowano zbiornik polietylenowy z pojemnościowymi czujnikami poziomów, zabezpieczającymi go przed przepełnieniem dzięki automatycznemu wyłączaniu pompy ciśnieniowej. Czujnik poziomu minimalnego wyłącza pompę obiegów recyrkulacyjnych z jednoczesnym włączeniem alarmu.

Opracowano konstrukcję filtra zabezpieczając zbiornik przed dostępem pyłów i dwutlenku węgla z powietrza.

W układzie recyrkulacyjnym znajduje się ponadto kolumna z mieszanym złożem jonitowym (doczyszczającym), pompa wymuszająca obieg oraz filtr dokładny, dobrany w zależności od potrzeb, o absolutnym stopniu zatrzymywania, zazwyczaj 1,0 μm lub 0,2 μm .

Stelaż. Opracowano i wykonano dokumentację stelaża o konstrukcji pozwalającej na łatwe do przeprowadzenia modyfikacje. Opracowano dokumentację i wykorzystano je do budowy trzech podstawowych typów oczyszczalników (Oczyszczalniki wody o wyd 3–5 $\text{m}^3/\text{dobę}$..., 1995; Szukalski, Kulicki 1997a), wykonano typową obudowę do urządzeń przeznaczonych do celów specjalistycznych, np. w zakładach farmaceutycznych i szpitalach.

Podsumowanie prac przygotowawczych. W ramach prac dotyczących zespołu węzła oczyszczania wstępnego i stelaży wykonano:

- projekty węzłów; koncepcyjne i techniczne,
- odpowiednio dobrane podzespoły i elementy składowe węzłów,
- dokumentację warsztatową,
- konstrukcję poszczególnych węzłów i stelaży.

Uruchomienie wytwarzania serii informacyjnej

Baza wytwórcza i kontrolna. Przygotowano bazę wytwórczą dla serii informacyjnej, przeznaczonej do montażu: stelaży, węzłów oczyszczania wstępnego, węzła odwróconej osmozy, układów zasilania, kontroli i sterowania elektrycznego, układów pompowych-ciśnieniowych i recyrkulacyjnych.

Należy zwrócić uwagę na celowe ograniczenie bazy wytwórczej do montażu, gdyż ze względu na racjonalizację produkcji wytwarzanie poszczególnych elementów powierzono jednostkom gospodarczym, w tym wyspecjalizowanym. Tym znaczniejsza rola przypadła stanowiskom kontroli oraz aparaturze badania jakości wody oczyszczonej (produktu).

Stanowiska kontroli technicznej i jakościowej. W ramach zadania określono w systemach oczyszczania punkty podlegające kontroli, w tym:

- dla pomp – charakterystyki ciśnieniowo-wydajnościowe,

- dla filtrów wymiennych – sprawdzenie charakterystyk wydajnościowych przynajmniej w jednym punkcie lub z braku charakterystyk, sprawdzenie wydajności przy ciśnieniu poniżej 1,0 MPa,
- dla bloku odwróconej osmozy – wydajność przy ciśnieniu normalnym oraz przewodność produktu przy założonym odrzucie wody (3x przekraczającym wydajność produktu w systemie jednomodułowym),
- dla pierwszego bloku dejonizacji: uzyskiwanie założonej przewodności (poniżej 0,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$) przy nominalnym przepływie,
- dla drugiego bloku dejonizacji i recyrkulacji: uzyskiwanie przewodności poniżej 0,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

W stanowiskach tych weryfikowano pracę w szczególności:

- a) węzła oczyszczania wstępnego,
- b) węzła odwróconej osmozy,
- c) węzła dejonizacji na złożu rozdzielonym i mieszanym,
- d) układu recyrkulacji w małej pętli,
- e) pracy kompletnych systemów typu I, II i III, w układzie typu I – z recyrkulacją w dużej pętli,
- f) współpracy kompletnych systemów z układu automatyki i kontroli czystości uzyskiwanej wody.

Weryfikacja polegała na:

- zgodności wyrobu z dokumentacją, z uzasadnieniem ewentualnych odstępstw,
- porównaniu uzyskanej wydajności produktu z wydajnością założoną lub określeniu warunków uzyskiwania założonej wydajności według wymagań potencjalnych odbiorców,

- porównaniu uzyskanej czystości produktu z czystością założoną.

Badania te przeprowadzono na zgodność z wymaganiami technicznymi poszczególnych węzłów oraz systemów kompletnych.

Aparatura kontrolna. W ramach zadania wykonano konduktometrię precyzyjną oraz uproszczoną, mającą charakter wskaźników, przydatną szczególnie w obszarach przewodności właściwej nie wymagających najwyższej precyzji, np. jako wskaźniki wyczerpania jonitów w tych stopniach oczyszczania, które są stopniami wstępnymi (odwrócona osmoza, dejonizacja z wyłączeniem układu recyrkulacji). Konduktometrię te mają możliwość ustawiania poziomu włączenia alarmu. Konduktometrię wskaźnikowe są niekosztowne i łatwe do zastosowania w odpowiednich punktach systemu.

Opracowano standardowe komórki konduktometryczne przepływowe, dostosowane do wyżej wymienionych konduktometrów, pracujące przy ciśnieniu powyżej 1,0 MPa.

Wykonano ponadto mechaniczno-elektroniczne mierniki natężenia przepływu, przeznaczone głównie do ciągłego pomiaru wielkości odrzutu wody z modułów. Są one o wiele wygodniejsze w zastosowaniu i mniej kosztowne od rotametrów.

Wykonanie serii informacyjnej

Jak wcześniej wspomniano urządzenia do oczyszczania wody są zaprojektowane w taki sposób, aby konstrukcja od-

powiedniego urządzenia mogła być komponowana z poszczególnych węzłów w sposób elastyczny: jednak niektóre węzły – szczególnie do uzdatniania wstępnego – mogą być stosowane samodzielnie. Takie podejście wynika bezpośrednio z różnorodności parametrów urządzeń, wymaganych przez użytkowników w zapytaniach ofertowych. Z analizy rynku wynikało więc przede wszystkim zapotrzebowanie na bardzo zróżnicowane urządzenia pod względem czystości wody, nie ograniczającej się do zakresu od poniżej 0,1 do 5–10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dla poszczególnych typów (I, II i III), ale obejmujące też np. tylko oczyszczanie wstępne. Zapotrzebowanie dotyczyło też urządzeń o bardzo zróżnicowanych warunkach wydajnościowych, od bardzo niskich do znacznie przewyższających założone w pracy.

Narzuciło to konieczność bardziej elastycznego potraktowania konstrukcji systemów i wykonania ich w formie bloków mogących pełnić role samodzielnie:

- oczyszczania wstępnego,
- oczyszczania wstępnego i zmiękczania,
- odwróconej osmozy jednomodułowej lub wielomodułowej,
- odwróconej osmozy w systemie dwustopniowym,
- dejonizacji na złożu mieszanym i dejonizacji na złożu mieszanym z recyrkulacją – po rezygnacji ze złożów rozdzielonych, co jest zresztą zgodne z najnowszymi tendencjami światowymi.

Tendencje te są jednoznaczne: preferują wymienność bloków i ich regenerację przez serwis producenta. W naszym

przypadku, dzięki opanowaniu metody rozdZIAŁu i regeneracji jonitów, racjonalne jest oferowanie oczyszczalników ze złożem mieszanym, po wysyceniu regenerowanych u producenta w ramach serwisu. Podobna sytuacja dotyczy regeneracji modułów odwróconej osmozy, z tym że zamiast stałej instalacji regenerującej oferuje się nie regenerację w instalacji, lecz przez zestaw regeneracyjny obsługiwany przez serwis producenta.

Rozpoczęto więc wytwarzanie bloków przeznaczonych do pracy samodzielnej lub montażu w układy typu I, II i III:

- bloki odchlorowywania, usuwania związków organicznych i odżelaziania, do zastosowania także do celów komunalnych,
- bloki odchlorowywania z usuwaniem związków organicznych, odżelazianiem i zmiękczeniem, przeznaczone do celów technologicznych,
- bloki odwróconej osmozy (2 wersje) z układem pompowym i filtracji poprzedzającymi moduły odwróconej osmozy z opcjami:

a) dostosowanymi do niskociśnieniowej pracy wydajnych modułów typu BW30-345,

b) dostosowanymi do uproszczonego systemu oczyszczania – filtru mechaniczno-węglowego oraz do zasilania bezpośrednio z pompy ssąco-tłoczącej.

Urządzenia te dostarczają wodę przeznaczoną do wykorzystania w małych zakładach spożywczych lub kosmetycznych. Serwis urządzeń prowadzi producent w zakresie bloków dejonizacji z kolumnami ze złożem mieszanym oraz z bloków dejonizacji z recyrkulacją.

Bloki odwróconej osmozy i dejonizacji są wyposażone w konduktometry wskaźnikowo-alarmowe według potrzeb odbiorców. Jako opcje przewidziane są zbiorniki z systemami kontroli poziomu wody oraz systemami automatyki pracy pomp, zabezpieczającymi przed przepełnieniem zbiorników lub przed pracą pomp „na sucho”.

Na rysunkach 1–4 przedstawiono niektóre typowe układy i bloki.

Podsumowanie

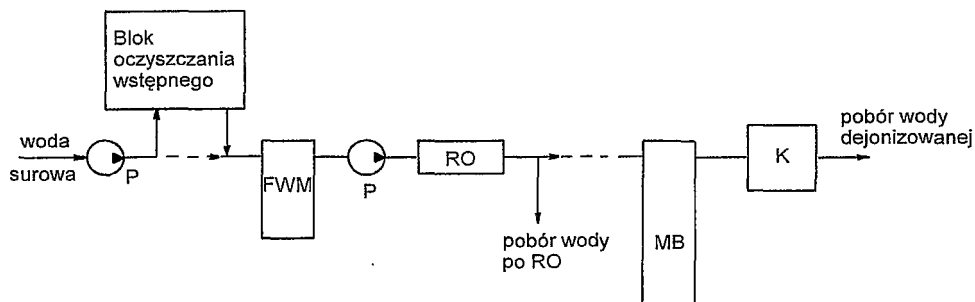
W ramach uruchomienia wytwarzania serii informacyjnej wykonano:

1. Aparat C-ARO, urządzenie najwyższej klasy gwarantujące oczyszczanie wody do przewodności właściwej 0,06 S/cm, zainstalowany i eksploatowany w Przemysłowym Centrum Optyki,

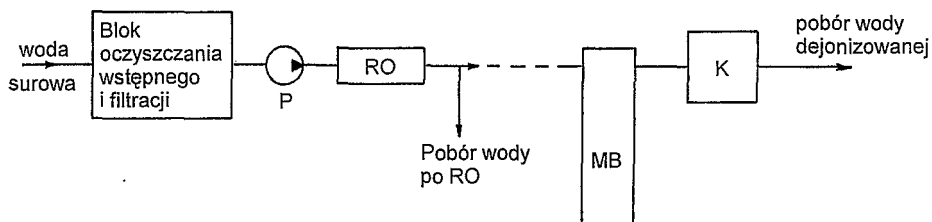
2. Aparaty C-ARO 1, 2, 3, 4, 5 i 6 wykonane według opisanych (Oczyszczalnik wody ..., 1995; Oprac. i wyk. miernik ..., 1995; Szukalski, Kulicki 1997) rozwiązań,

3. Uruchomiono w Complex Ltd. stację głębokiego oczyszczania wody w systemie recyrkulacyjnym, oczyszczającą wodę do przewodności właściwej 0,06 μ S/cm. Woda przeznaczona jest do użytku powszechnego. Stacja bazuje na aparacie C-ARO 1.

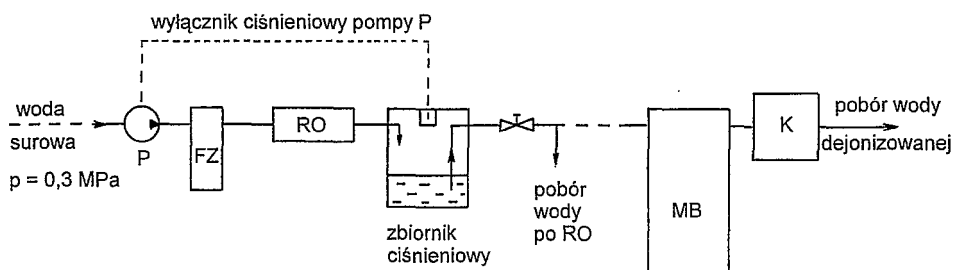
Uruchomiono zatem serię informacyjną 10 systemów. W odrębnym artykule będzie przedstawiony szczegółowo jeden z systemów – najbardziej reprezentatywny.



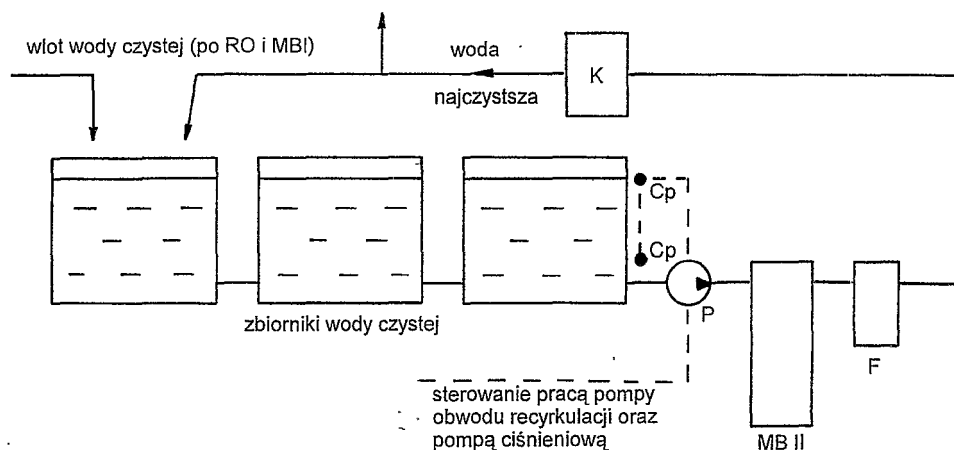
RYSUNEK 1. Schemat uniwersalnego układu do oczyszczania wody pochodzącej ze źródła bezciśnieniowego: P – pompa, FWM – filtr węglowo-mechaniczny, MB – kolumna dejonizująca ze złożem m



RYSUNEK 2. Schemat uniwersalnego układu do oczyszczania wody pochodzącej ze źródła ciśnieniowego: P – pompa, RO – blok odwróconej osmozy, MB – kolumna ze złożem mieszanym, K – konduktometr



RYSUNEK 3. Schemat oczyszczalnika wody z możliwością wykorzystania ciśnieniowego zbiornika pośredniego: P – pompa, FZ – filtr zabezpieczający, RO – blok odwróconej osmozy, MB – kolumna dejonizująca ze złożem mieszanym, K – konduktometr



RYSUNEK 4. Schemat bloku recyrkulacji wody poprzez złożę mieszane o wydajności $40 \text{ dm}^3/\text{minutę}$ ($2,4 \text{ m}^3/\text{h}$). Oczyszczanie wody do celów technicznych: K – konduktometr, MB II – złożę mieszane doczyszczające, F – filtr dokładny, Cp – czujniki poziomu (max i min)

Literatura

- Oczyszczalniki wody o wydajności $3\text{--}5 \text{ m}^3/\text{dobę}$ przeznaczone do celów technologicznych. 1995. Raport końcowy projektu celowego 77613 4/C 1816. Complex Ltd. (arch.)
- Opracowanie i wykonanie miernika konduktancji w trzech wersjach: $0,05\text{--}0,20 \text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$, $1\text{--}5 \text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$, $30\text{--}150 \text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$. [W] Muława i zespół (nie publikowana) Complex Ltd. (arch.).
- SZUKALSKI J., KULICKI K., 1997: Podstawowe procesy i rozwiązania oczyszczania wody do celów technologicznych. Złożono do druku w Przegl. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. SGGW, z. 13.
- SZUKALSKI J., KULICKI K. 1997a: Rezultaty prac badawczo-rozwojowych nad oczyszczalnikami wody do celów technologicznych. Złożono do druku w Przegl. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. SGGW, z. 13.

Summary

Purifiers with efficiency up to $5 \text{ m}^3/24\text{h}$ building, problems and results of realisation technical solutions. In the work technical solutions of process of production water purifiers are presented. Mainly due to blocks: prepurifiers, reversal osmosis, deionisations covering recirculation.

Discussed the application of measuring methods, technical and quality control stands, and the results of manufacturing prototypes as well. Discussed preparation to take up the short series production standarts group of purifiers of different deep purity.

Authors' address

J. Szukalski

Warsaw Agricultural University – SGGW

02–528 Warszawa

ul. Rakowiecka 26/30

Poland

K. Kulicki

COBRABID – AQUA

Warszawa ul. Łucka 13

Analiza zmian jakości wody z utworów trzecio- i czwartorzędowych na przykładzie wód pochodzących ze studni SGGW

Wstęp

Konieczność dostarczania dobrej jakościowo wody do picia na zaspokojenie potrzeb bytowo-gospodarczych stawia przed inżynierami pracującymi w technice wodociągowej dylemat; czy wykorzystywać źródła wód powierzchniowych (rzeki, jeziora, stawy), czy sięgać do wód podziemnych. Rozwiązanie jest możliwe po uwzględnieniu kilku aspektów, do których zalicza się niewątpliwie obecność zasobów wody w odpowiednich ilościach, jakość tych wód i zaangażowanie racjonalnych kosztów.

W przypadku możliwości korzystania z wód zarówno powierzchniowych, jak i podziemnych zasadniczym kryterium rozstrzygającym o wyborze wariantów jest jakość wody. Z doświadczenia wiadomo, że wody powierzchniowe charakteryzują się znacznym zanieczyszczeniem i uzyskanie z nich dobrej jakościowo wody do picia wymusza zastosowania wyrafinowanych technik uzdatniania, co pociąga za sobą zaangażowanie znacznych kosztów (Buiteman 1991).

W przypadku konieczności zaopatrzenia w wodę dużych miast tańszym rozwiązaniem jest wykorzystanie poboru wody powierzchniowej, a przeznaczenie większych pieniędzy na zastosowanie droższych metod uzdatniania. Innym rozwiązaniem byłoby tu wywiercenie znacznej liczby studni. Nie tylko koszty inwestycyjne takiego przedsięwzięcia są wysokie ale również znaczne są koszty eksploatacyjne, gdyż w każdej studni musi znajdować się pompa. W przypadku zaopatrywania w wodę małych skupisk ludności częściej zwracamy się do wód podziemnych, których jakość z reguły jest wyższa niż wód powierzchniowych.

Według obiegowej opinii wody podziemne są czyste. Ta opinia wiąże się z tym, że wody podziemne mają niską i dość stabilną temperaturę, a właściwości organoleptyczne wody (zapach i smak) bardzo silnie zależą od jej temperatury. Im temperatura jest niższa tym zapach i smak lepszy. W rzeczywistości wody podziemne zawierają różne domieszki (Kowal i Świderska 1996) pochodzące z utworów, w których się znajdują oraz

zanieczyszczenia pochodzące z powierzchni ziemi, gdzie znalazły się w wyniku działalności człowieka (Paczyński i in. 1993).

Zanieczyszczenia dostają się do wód gruntowych w wyniku transportu razem z wodami opadowymi. Pochodzą one z zanieczyszczeń wytwarzanych w wyniku działalności życiowej i gospodarczej człowieka. W konsekwencji powoli ale sukcesywnie jakość wód gruntowych może pogarszać się. Ocena stanu istniejącego może pozwolić na podjęcie działań technicznych i ochronnych dla zahamowania, a jeszcze lepiej odwrócenia tych niekorzystnych tendencji.

Dlatego celem niniejszego opracowania jest analiza zmian stanu zanieczyszczenia wód gruntowych pochodzących z utworów czwarto- i trzeciorzędowych na przykładzie studni zlokalizowanych na terenie Naukowo-Badawczej Stacji Wodociągowej Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

Ważnym elementem opracowania jest ocena analiz chemicznych wód pobieranych ze studni czerpiących wodę z utworów czwartorzędowych oraz trzeciorzędowych i dokonanie oceny zmian poszczególnych parametrów w stosunku do analiz wcześniejszych.

Przegląd literatury

Literatura wyników badań jakości wód podziemnych jest dość bogata, jednak trudno jest znaleźć korelację dotyczącą zmian jakości wody, gdyż z reguły są to wyniki dotyczące różnych, często bardzo odległych terenów o dużym zróż-

nicowaniu urbanistycznym. Pod uwagę powinny być brane przede wszystkim opracowania dotyczące tego samego terenu.

W dolinie Wisły miąższość czwartorzędowych piasków wodonośnych zalega przeważnie na głębokości 10–40 m. W niektórych miejscach Warszawy, jak np. w ośrodku wczasów w Powsinie czy na Bielanach, wody te nie wymagają uzdatniania. Jednak w większości wypadków zawierają one duże ilości związków żelaza, manganu, a często i azotanów. Złej jakości wody w utworach czwartorzędowych występują szczególnie na terenach Ochoty, Woli, Żoliborza i Mokotowa (Bażyński 1996). Złą jakość tych wód pogłębia stale rosnąca emisja zanieczyszczeń, które dostają się do wód z powietrza razem z opadami atmosferycznymi, ze ścieków przemysłowych i bytowo-gospodarczych, odprowadzanych do rzek lub rowów melioracyjnych bez należytego oczyszczenia lub pod postacią ścieków surowych oraz z wysypisk śmieci i innych odpadów stałych.

Inaczej należy patrzeć na zasoby wód z utworów trzeciorzędowych (oligocen-skich), które należą do jednych z najcenniejszych skarbów. Ich zasoby znajdują się znacznie głębiej, przez co są dość dobrze odizolowane od powierzchni, dlatego wpływ zanieczyszczeń powierzchniowych na ich jakość jest bardzo mały. Niestety, powstające lawinowo nowe odwierty wywołują obawy o stan tych wód zarówno co do utrzymania ich zasobów, jak i co do utrzymania ich wysokich parametrów jakościowych.

Problem utrzymania wysokiej jakości wód z utworów oligocen-skich polega

przede wszystkim na zminimalizowaniu możliwości ich zanieczyszczenia. Największy problem stanowią niezbyt dobrze wykonane lub eksploatowane studnie, które przy nieszczelnych obudowach, głowicach, skorodowanych rurach osłonowych czy źle wykonanej izolacji wewnątrz studni mogą stanowić poważne zagrożenie dla wód w złożu.

Mimo obiegowych opinii o wielkiej czystości wód czerpanych z utworów oligoceńskich wody te zawierają domieszki mineralne (Latour 1996) pochodzące z rozpuszczania minerałów znajdujących się w warstwach wodonośnych (Kowal 1996). W niektórych regionach kraju mogą występować wody o znacznej zawartości tych domieszek, dlatego aby dostosować je do picia, potrzebne jest przeprowadzenie nie tylko odżelaziania i odmanganiania, ale również zastosowania dość skomplikowanych metod uzdatniania (Paczyński 1993).

Charakterystyka NBSW SGGW

Naukowo-Badawcza Stacja Wodociągowa Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego (NBSW SGGW) zlokalizowana jest na terenie uczelni w Ursynowie. Stacja ta korzysta z dwóch rodzajów wód. Z wody pochodzącej z utworów czwartorzędowych i pochodzącej z utworów trzeciorzędowych.

Woda z utworów czwartorzędowych czerpana za pomocą dwóch studni o głębokości ok. 30 m i tłoczona przez ciąg technologiczny do budynków uczelnianych zlokalizowanych w Ursynowie, sta-

nowiać ich jedyne źródło wody. Woda ta posiada ponadnormatywną zawartość soli żelaza i manganu, dlatego przed wtłoczeniem do sieci przechodzi w stacji cykl odżelaziania i odmanganiania.

Woda z utworów trzeciorzędowych czerpana jest z warstw głębszych za pomocą jednej studni o głębokości 275 m. Zawiera ona ponadnormatywną zawartość żelaza, stąd przed dostarczeniem jej do punktów odbioru przebiega cykl odżelaziania. Woda ta przeznaczona jest jedynie do zaopatrywania okolicznych mieszkańców w wodę zdatną do picia w źródłu publicznym. Posiadanie przez uczelnię wyżej scharakteryzowanego obiektu stanowi wspaniałą możliwość prowadzenia badań nad zachowaniem się tych wód w dłuższym okresie, a szczególnie nad ich parametrami jakościowymi.

Zakres badań

W celu zobrazowania tendencji zmian jakości wody pochodzących z utworów czwartorzędowych i trzeciorzędowych (oligoceńskich) wykonano serię badań wody surowej, której wyniki zostały porównane z analizami wcześniejszymi. Obecne analizy fizykochemicznych próbek wody wykonane zostały w laboratorium Chemii i Technologii Wody Zakładu Wodociągów i Kanalizacji Wiejskich oraz przez Stację Sanitarno-Epidemiologiczną.

Najnowsze analizy jakości wód zostały wykonane jesienią 1996 r., podczas normalnej eksploatacji ujęcia. Analizy wykonano w dwóch powtórzeniach, a

ostateczne wyniki przedstawione w końcowych tabelach i wykresach stanowią średnią arytmetyczną otrzymanych wartości. Do analizy porównawczej zmian jakości wód z utworów czwartorzędowych wykorzystano wyniki badań fizykochemicznych wykonanych 23 marca 1967 r. Analiza ta została wykonana w ramach badań sprawdzających stan studni, które obejmowały próbne pompowania trwające 96 godzin. Po przeprowadzeniu tak długich pompowań woda pobierana ze studni ma prawdziwe cechy wody surowej pochodzących ze złoża i nie jest skażona związkami wypłukiwanymi z rur okładzinowych studni oraz produktami korozji. Drugi zestaw wyników pochodził z badań wykonanych 25 maja 1971 r. wykonanych jako badania kontrolne.

Badania porównawcze zmian jakości wód z utworów trzeciorzędowych ujmowanych w Ursynowie oparto na analizie wykonanej jesienią 1996 r. w laboratorium Zakładu Wodociągów i Kanalizacji Wiejskich oraz analizie wykonanej przez Stację Sanitarno-Epidemiologiczną 3 lutego 1988 r.

Zakres badań analitycznych obejmuje:

- badania parametrów fizycznych takich jak, barwa, mętność, zapach i przewodnictwo;
- badania parametrów chemicznych, a wśród nich:
 - * parametry oznaczające twardość i stabilność wody, jak wapń, magnez, tlen rozpuszczony, zasadowość, wodorowęglany, wolny dwutlenek węgla i odczyn pH;

- * związki biogenne, jak azot amonowy, azot azotynowy, azot azotanowy i fosforany;
- * parametry określające zawiesiny i substancje rozpuszczone, jak sucha pozostałość, pozostałość po prażeniu, straty przy prażeniu;
- * domieszki mineralne pochodzące ze skał, jak sód, potas, chlorki, siarczany, żelazo, mangan i fluorki;
- * oraz utlenialność i siarkowodor jako parametry mogące zasygnalizować ewentualność zanieczyszczenia wody związkami organicznymi.

Metodyka badań

Próbki do oznaczeń pobierane były z zaworu czerpalnego usytuowanego przed urządzeniami uzdatniającymi wodę w hali technologicznej NBSW SGGW. W celu wyeliminowania wpływu materiałów, z jakich wykonane są rurociągi, oraz zalegających je osadów, próbki pobierane były po długotrwałym pompowaniu wody ze studni.

W przypadku wody z utworów czwartorzędowych, aby uzyskać ciągłą długotrwałą pracę pomp, przed przygotowaniem do badań zatrzymywano pompy w studni, przez co podczas poboru wody przez uczelnię obniżał się poziom wody w zbiorniku. Po uzyskaniu odpowiedniego poziomu gwarantującego na tyle długą pracę pomp studziennych, że przepływająca rurociągiem woda z całą pewnością będzie tą, która nie miała długiego czasu przetrzymywania wewnątrz studni, dokonywany był pobór jej do odpo-

wiednich naczyń szklanych (Gajkowska-Stefańska i in. 1994).

Zdecydowanie trudniejszy problem stanowiło spompowanie studni czerpiącej wodę z utworów trzeciorzędowych. O ile w studni, czerpiącej wodę z utworów czwartorzędowych, o średnicy 350 mm i długości rur między zwierciadłem wody a filtrem 10 m, mieści się ok. 1 m³ wody, o tyle w tym przypadku w studni przy średnicy 400 mm i długości 183 m mieści się ok. 23 m³ wody. Ponieważ studnia ta włączona jest w układ jednostopniowego pompowania z hydroforem i tłoczy wodę jedynie do ogólnodostępnego źródła, aby zapewnić przepływ wody przez studnię i złoże, próbki były pobierane pod koniec najwyższych rozbiorów wody przez okolicznych mieszkańców.

Próbki wody bezpośrednio po pobraniu poddawane były badaniom w laboratorium.

Oznaczenia barwy, mętności, żelaza ogólnego, potasu, fluorków, azotynów, siarczanów, fosforanów wykonano metodami spektrofotometrycznymi przy użyciu spektrofotometru HACH DR/2000. Oznaczenia barwy, mętności, potasu, fluorków i siarczanów wykonano zgodnie z metodyką firmy HACH. Użyto kuwety pomiarowej firmy HACH. Oznaczenie barwy wykonano przy długości fali 455 nm, oznaczenie mętności przy długości fali 450 nm, potasu przy długości fali 650 nm, oznaczenie fluorków wykonano przy długości 580 nm, a siarczanów 450 nm (Water Analysis..., 1992).

Żelazo oznaczano metodą kolorymetryczną z rodankiem amonowym przy długości fali 480 nm. Fosforany oznaczano metodą kolorymetryczną z molibde-

nianem amonowym i chlorkiem cynowym jako reduktorem, przy długości fali 690 nm. Oznaczenie manganu wykonano metodą zmodyfikowaną metodą kolorymetryczną z katalizatorem srebrowym (Gajkowska-Stefańska i in. 1994).

Azotyny oznaczano metodą kolorymetryczną z kwasem sulfanilowym i l-naftyloaminą przy długości fali 520 nm (PN-73/04576.06).

Oznaczenia odczynu pH, amoniaku, azotanów, sodu wykonano potencjometrycznie przy użyciu jonomierza ORION 720 A. Oznaczenie pH wykonano elektrodą kalomelową (PN-74/C-04540.01), natomiast elektrodami jasnoselektywnymi azotany (PN-86/C-04576.10) amoniak i sól (Water 1992).

Metodami miareczkowymi oznaczono takie parametry, jak twardość metodą wersenianową (PN-71/C-04554.02), zasadowość wobec oranżu metylowego i fenoloftaleiny jako wskaźników (PN-90/C-04540.03), chlorki argentometrycznym miareczkowaniem (PN-75/C-04617.02), wolny dwutlenek węgla za pomocą ługu sodowego (PN-74/C-04547.01), wapń i magnez za pomocą wersenianu sodowego (Gomółka 1992), tlen rozpuszczony metodą Winklera (PN-72/C-04545.02), a utlenialność w środowisku kwaśnym za pomocą nadmanganianu potasowego (PN-72/C-04578.02).

Suchą pozostałość, pozostałość po prażeniu, straty przy prażeniu oznaczano wagowo (PN-78/C-04541).

Zapach oznaczany był organoleptycznie, przewodnictwo właściwe konduktometrycznie, natomiast wodorowęglany obliczane z analiz zasadowości (Gajkowska-Stefańska i in. 1994).

Wyniki badań

Wyniki badań zostały przedstawione w tabeli 1 i 2.

Analiza otrzymanych wyników i wnioski szczegółowe. Analiza otrzymanych wyników pozwoliła na wyciągnięcie następujących wniosków:

- Wody z utworów czwartorzędowych
- W badanym okresie ok. 30. lat niewiele zmieniała się barwa, mętność i odczyn. Rzeczywista ich barwa waha

się 20–30 mg Pt/dm³, mętność 4–15 mg SiO₂/dm³ a pH 7,2–7,33 i wykazuje znaczną stabilność.

- Ujmowane wody pozostają nadal dobrze zmineralizowane, przewodnictwo waha się w przedziale 555–658 µS/cm.
- Są to wody twarde. Podczas eksploatacji ujęcia zaobserwowano znaczne podwyższenie twardości ogólnej w obu studniach i tak w studni nr 1 z 5,7 do 8,02 mval/dm³, w studni nr 2 do 7,84 mval/dm³, a tym samym zna-

TABELA 1. Zestawienie wyników badań wód z utworów czwartorzędowych

Wskaźnik	Jednostka	Studnia nr 1 z roku		Studnia nr 2 z roku	
		1967	1996	1967	1996
Mętność	mgSiO ₂ /dm ³	4	8	3	15
Barwa	mgPt/dm ³	30	26	22	20
Zapach	–	z2S	z1R	z1S	z2S
Odczyn	pH	7,2	7,33	7,25	7,31
Twardość ogólna	mval/dm ³	5,7	8,02	5,7	7,84
Zasadowość ogólna	mval/dm ³	4,1	4,9	3,8	4,8
Żelazo ogólne	mgFe/dm ³	2,4	3,05	2,1	3,9
Mangan	mgMn/dm ³	0,25	0,46	0,17	0,46
Wapń	mgCa/dm ³	88,5	130,71	80,5	129,28
Magnez	mgMg/dm ³	13,7	16,71	13,7	18,0
Sód	mgNa/dm ³	n.o.	12,5	n.o.	13,6
Potas	mgK/dm ³	n.o.	7,88	n.o.	4,67
Fluorki	mgF/dm ³	n.o.	0,42	n.o.	0,42
Chlorki	mgCl/dm ³	23,1	40,32	16,5	39,36
Amoniak	mgN/dm ³	0,14	0,15	0,06	0,34
Azotany	mgN/dm ³	0,1	0,3	0,1	0,1
Azotyny	mgN/dm ³	0,001	0,0	0,001	0,0
Siarkowodór	mg/dm ³	0,0	0,0	0,0	0,0
Siarczany	mgSO ₄ /dm ³	68,0	152	77	168
Fosforany	mgPO ₄ /dm ³	n.o.	0,65	n.o.	0,48
Wodorowęglany	mgHCO ₃ /dm ³	250,1	298,9	231,8	292,8
Wolny dwutlenek węgla	mgCO ₂ /dm ³	15,0	12,1	13,0	15,4
Tlen rozpuszczony	mgO ₂ /dm ³	1,8	1,58	2,1	1,65
Utlenialność	mgO ₂ /dm ³	1,7	2,16	2,0	1,86
Sucha pozostałość	mg/dm ³	396	496	378	503
Pozostałość po prażeniu	mg/dm ³	350	376	322	382
Straty przy prażeniu	mg/dm ³	46	120	56	121
Przewodność właściwa	µS/cm	n.o.	658	n.o.	555

n.o. – wskaźnik nie oznaczony

TABELA 2. Zestawienie wyników badań wód z utworów trzeciorzędowych

Woda oligoceńska		Rok	
wskaźnik	jednostka	1988	1996
Mętność	mgSiO ₂ /dm ³	10	20
Barwa	mgPt/dm ³	10	20
Zapach		z1R	z2R
Odczyn	pH	7,3	7,52
Twardość ogólna	mval/dm ³	3,4	3,25
Zasadowość ogólna	mval/dm ³	5,6	6,0
Żelazo ogólne	mgFe/dm ³	0,52	2,35
Mangan	mgMn/dm ³	0,0	0,0
Wapń	mgCa/dm ³	40,0	40,71
Magnez	mgMg/dm ³	17,1	14,14
Sód	mgNa/dm ³	n.o.	124,0
Potas	mgK/dm ³	n.o.	34,73
Fluorki	mgF/dm ³	0,62	0,56
Chlorki	mgCl/dm ³	124,0	100,8
Amoniak	mgN/dm ³	0,8	0,6
Azotany	mgN/dm ³	0,0	0,1
Azoty	mgN/dm ³	0,0	0,001
Siarkowódór	mg/dm ³	0,0	0,0
Siarczany	mgSO ₄ /dm ³	0,0	9,0
Fosforany	mgPO ₄ /dm ³	0,1	0,36
Wodorowęglany	mgHCO ₃ /dm ³	341,6	366,0
Wolny dwutlenek węgla	mgCO ₂ /dm ³	11	11
Tlen rozpuszczony	mgO ₂ /dm ³	3,6	6,1
Utlenialność	mgO ₂ /dm ³	3,9	2,35
Sucha pozostałość	mg/dm ³	540	550
Pozostałość po prażeniu	mg/dm ³	530	517
Straty przy prażeniu	mg/dm ³	10	33
Przewodność właściwa	μS/cm	727	703

n.o. – wskaźnik nie oznaczony.

czne podwyższenie stężenia głównych kationów powodujących twardość wody tzn. wapnia i magnezu.

Ich stężenia wynosiły odpowiednio, w studni nr 1 wapnia z 88,5 do 130,71 mgCa/dm³, magnezu z 13,7 do 16,71 mgMg/dm³, w studni nr 2 wapnia z 80,5 do 129,28 mgCa/dm³, magnezu z 13,7 do 18,0 mgMg/dm³.

- Na podstawie otrzymanych wyników obliczono stabilność wody wykorzystując zależność

$$pH_s = \log K(\text{CaCO}_3) +$$

$$- \log K(\text{HCO}_3^-) +$$

$$- \log[\text{Ca}^{++}] - \log[\text{HCO}_3^-]$$

gdzie:

K są stałymi dysocjacji, pozostałe wyrażenia przedstawiają logarytmy stężeń odpowiednich jonów wyrażonych w mmolach.

Następnie obliczono indeks nasyceń $SI = pH - pH_s$. Wyniki przedstawiono w tabeli 3.

Jak widać w początkowym okresie eksploatacji obie studnie miały wodę o słabych parametrach korozyjnych (ujem-

TABELA 3. Indeks nasycenia SI

Parametry	Woda z utworów czwartorzędowych			
	studnia nr 1		studnia nr 2	
	1967 r.	1996 r.	1967 r.	1996 r.
pH	7,20	7,33	7,25	7,31
pHs	7,264	7,018	7,338	7,032
SI	-0,064	0,321	-0,088	0,278

ny indeks), natomiast obecnie woda nie jest korozyjna, lecz stanowi roztwór nasyceny CaCO_3 i występuje tendencja wytrącania węglanu wapnia (indeks podatni) (Buiteman 1991; Kowal 1996).

- Stwierdzono także wzrost zawartości jonów żelaza w studni nr 1 z 2,4 do 3,05 mgFe/dm^3 , w studni nr 2 z 2,1 do 3,9 mgFe/dm^3 . To niezbyt wielkie zwiększenie stężenia żelaza może być spowodowane powolnym rozpuszczaniem się, w warunkach o niskim nasyceniu tlenu, rur okładzinowych studni lub powiększeniem się zawartości żelaza w złożu, w wyniku identycznego oddziaływania studni sąsiednich.
- Kationy manganu występują również w zwiększonych ilościach w stosunku do stężenia z roku 1967. Obecnie stężenie manganu wynosi 0,46 mgMn/dm^3 .
- Stężenia głównych anionów w studniach nr 1 (St1) i nr 2 (St2) w analizowanym okresie czasu wzrosły odpowiednio:
 - wodorowęglany w St1 z 250,1 do 298,9 mg/dm^3 , w St2 z 231,8 do 292,8 mg/dm^3 ,
 - chlorki w St1 z 23,1 do 40,32 mg/dm^3 , w St2 z 16,5 do 39,36 mg/dm^3 ,

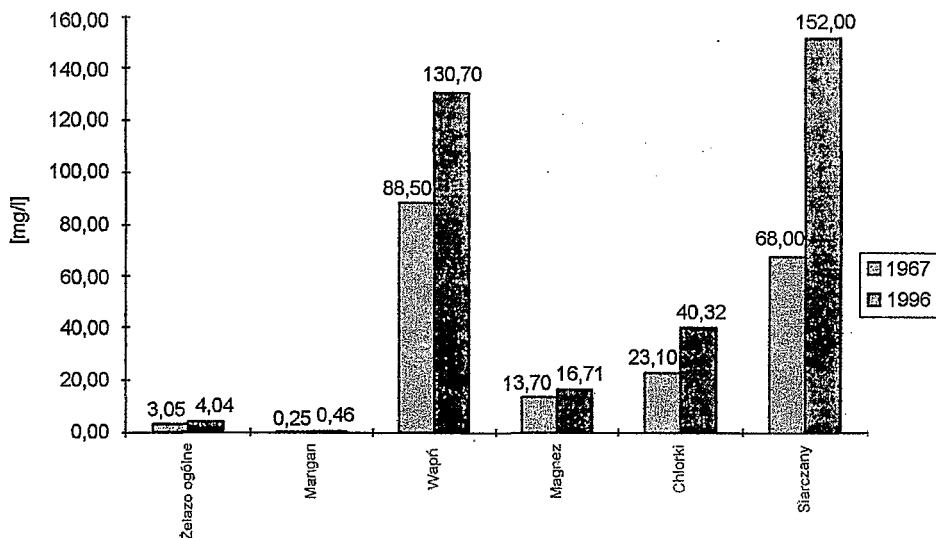
- siarczany w St1 z 68 do 152 mg/dm^3 , w St2 z 77 do 168 mg/dm^3 .

Jednoczesny wzrost stężenia chlorków, wodorowęglanów, siarczanów oraz twardości przy niewielkim zwiększaniu utlenialności oraz związków azotu świadczy o znaczącym wzroście w tych wodach stężenia domieszek związków mineralnych, które prawdopodobnie powstały w wyniku wymywania ich z minerałów z warstw wodonośnych oraz z rozkładu, w przeważającej większości węglowodanów. Potwierdza to spadek ilości tlenu rozpuszczonego oraz wzrost ilości wodorowęglanów oraz wapnia. O małym wpływie na te wody produktów rozkładu białek i aminokwasów świadczy mały wzrost związków azotu.

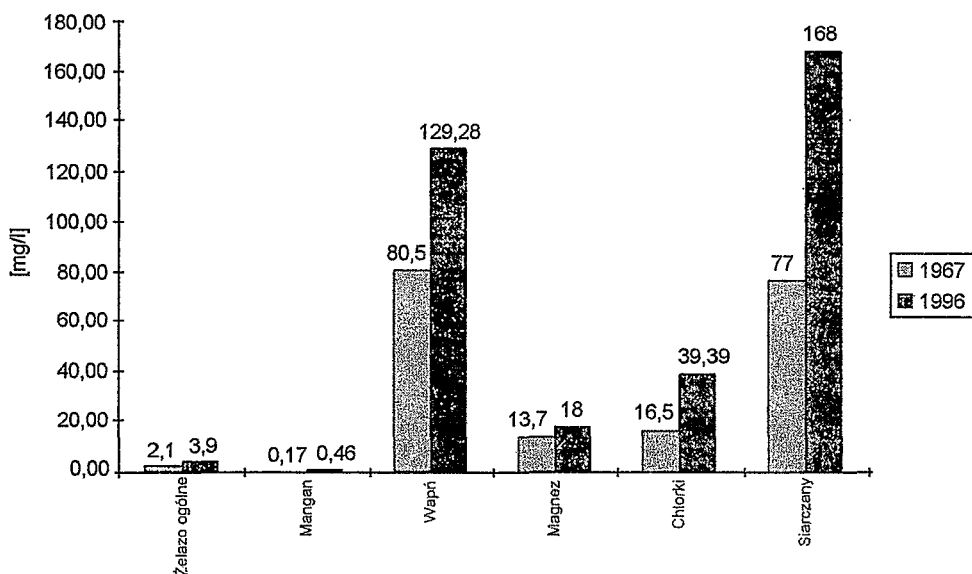
Dla graficznego zobrazowania zmian stężeń podstawowych anionów i kationów w wodach czwartorzędowych przedstawiono ich wykresy słupkowe na rysunku 1 i 2.

Wody z utworów trzeciorzędowych

- Rzeczywista barwa tych wód waha się 10–20 mg Pt/dm^3 , mętność 10–20 $\text{mg SiO}_2/\text{dm}^3$, odczyn pH zawarty jest w przedziale 7,3–7,4.
- Są to wody dobrze zmineralizowane, o czym świadczy wysokie przewodnictwo utrzymujące się w granicach 700 $\mu\text{S/cm}$.
- Należą do wód miękkich, twardość ogólna zawarta jest w przedziale 3,25–3,4 mval/dm^3 .



RYSUNEK 1. Zmiany stężeń wybranych anionów i kationów wód z utworów czwartorzędowych ujmowanych w studni nr 1



RYSUNEK 2. Zmiany stężeń wybranych anionów i kationów wód z utworów czwartorzędowych ujmowanych w studni nr 2

Wykorzystując, jak i w przypadku wód z utworów czwartorzędowych, wyniki analiz obliczono stabilność. Wyniki indeksów nasycenia przedstawiono w tabeli 4.

TABELA 4. Wyniki indeksów nasycenia

Parametry	Woda z utworów trzeciorzędowych w latach	
	1988	1996
pH	7,3	7,52
pHs	7,474	7,436
SI	-0,174	0,084

Jak widać w początkowym okresie eksploatacji woda miała słabe własności korozyjne (ujemny indeks), natomiast obecnie woda nie jest korozyjna. Indeks bliski zeru mówi o stabilności wody, która nie ma własności korozyjnych; a jeśli wystąpi tendencja wytrącania węglanu wapnia (indeks dodatni) (Buiteman 1991; Kowal i Świdorska 1996) to bardzo słaba, gdyż wynik zawiera się w granicach błędu pomiarowego.

Mimo że dominującymi kationami są jony sodowe i wapniowe, to ich stężenia wahają się w niewielkich granicach. Obecnie stężenie jonów sodowych wynosi 124 mgNa/dm^3 , a wapniowych 40 mgCa/dm^3 .

Zawartość żelaza w 1988 r. wynosiła $0,52 \text{ mgFe/dm}^3$, obecnie w wodzie surowej zawartość żelaza przekracza 2 mgFe/dm^3 ($2,35 \text{ mgFe/dm}^3$). Tak znaczny wzrost żelaza (prawie czterokrotny) prawdopodobnie jest spowodowany oddziaływaniem rur okładzinowych studni. Wykonując precyzyjne badania wody ze złóż trzeba by było wykonać wielogodzinne pompowania, aby całkowicie wy-

eliminować wpływ oddziaływania materiału rur. Nie jest to nigdy możliwe podczas normalnych prac eksploatacyjnych. Stąd można zaryzykować stwierdzenie, że każda ze studni głębokich np. czerpiąca wodę z utworów trzeciorzędowych musi mieć zainstalowane urządzenia odżelaziające wodę.

Dominujące aniony to aniony chlorowe, których stężenie waha się w przedziale $100\text{--}124 \text{ mgCl/dm}^3$.

Zaobserwowano pojawienie się siarczanów ($9 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$).

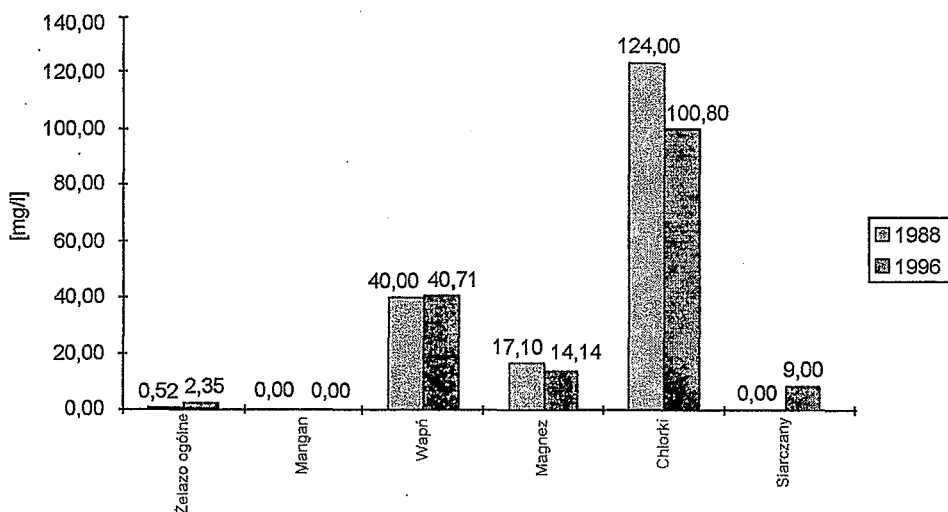
Zawartość azotanów i azotynów nadal jest niewielka $0,1 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$, $0,001 \text{ mgN-NO}_2/\text{dm}^3$, co świadczy o niewystępowaniu zanieczyszczeń przenikających z powierzchni gruntu, szczególnie zanieczyszczeń białkowych.

Zawartość substancji organicznych wyrażona jako utlenialność utrzymuje się w granicach $2\text{--}3 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$.

W celu graficznego zobrazowania zmian stężeń podstawowych anionów i kationów w wodach z utworów trzeciorzędowych przedstawiono ich wykresy słupkowe na rysunku 3.

Podsumowanie

Jakość wód pochodzących z utworów czwartorzędowych ujmowanych w NBSW w Ursynowie podczas prawie trzydziestoletniej eksploatacji uległa zmianom. Obecnie wody te zaliczane są do wód twardych, na początku eksploatacji były to wody o średniej twardości. Stężenie wapnia wzrosło w studni nr 1 o około 47%, magnezu o około 22%.



RYSUNEK 3. Zmiany stężeń wybranych anionów i kationów wód oligoceńskich ujmowanych w NBSW

W studni nr 2 stężenie wapnia wzrosło o około 60%, magnezu o około 31%. Stężenie wodorowęglanów wzrosło w studni nr 1 o około 20%, w studni nr 2 o 26%. Stężenie chlorków w studni nr 1 wzrosło o około 75%, w studni nr 2 ponad 100%. Stężenie siarczanów w obu studniach wzrosło o ponad 100%.

Badania przeprowadzone w różnych krajach wskazują, że twardość wody ma wpływ na zdrowie człowieka. Wody o dużej zawartości soli wapnia i magnezu nadają wodzie gorzkawy smak. Niektóre sole magnezu mają właściwości fizjologiczne, wysokie ich stężenie może działać jako środek przeczyszczający (Hermanowicz 1984). Podwyższenie twardości wpływa też na pracę urządzeń podgrzewających wodę (instalacje centralnego ogrzewania, węzły cieplne, czajniki), wytrąca się coraz większa ilość kamienia kotłowego, co pogarsza efe-

ktywność podgrzewania i powoduje straty energetyczne.

Obserwowany wzrost stężenia wodorowęglanów, dwutlenku węgla, twardości i wapnia, przy niewielkim wzroście utlenialności oraz związków azotu, świadczy o znacznym wzroście zawartości w wodach związków mineralnych, które prawdopodobnie powstały w wyniku rozpuszczenia soli wapniowych z minerałów z warstw wodonośnych pod wpływem kwasu wodorowęglowego powstającego w wyniku reakcji powstającego z rozkładu węglowodanów, dwutlenku węgla i wody. Potwierdza to spadek ilości tlenu rozpuszczonego. O małym wpływie na te wody produktów rozkładu białek i aminokwasów świadczy mały wzrost związków azotu.

Niezbyt wielki wzrost stężenia żelaza może być spowodowany powolnym rozpuszczaniem się, w warunkach o

niskim nasyceniu tlenu i dużym stężeniu kwasu wodorowęglowego, rur okładzinowych studni badanej oraz sąsiednich.

Parametry jakościowe wód z utworów trzeciorzędowych ujmowanych w NBSW w Ursynowie od 1988 r. nie uległy zasadniczym zmianom. Zaobserwowano jedynie znaczny wzrost stężenia żelaza i pojawienie się siarczanów. W tym przypadku, najprawdopodobniej znacznie większy wpływ miała chemiczna reakcja materiałów rur z wodą i rozpuszczonych w niej związków.

Literatura

- BAŻYŃSKI J. 1996: *Woda poziomu oligoceńskiego na tle zaopatrzenia Warszawy w wodę do picia*. Przegląd Geologiczny, vol. 44, nr 4, s. 391–393.
- BAŻYŃSKI J. 1996: *Eksploatacja wód z utworów oligoceńskich w rejonie Warszawy*. Przegląd Geologiczny, vol. 44, nr 4, s. 404–406.
- BUITEMAN J.P. 1991: *Conventional water treatment*. Edition International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering. Delft, The Netherlands.
- GAJKOWSKA-STEFANŚKA L., GUBERSKI S., GUTOWSKI W., MAMAK Z., SZPERLIŃSKI Z. 1994: *Laboratoryjne badania wody ścieków i osadów ściekowych*. Cz. 1 i 2. Oficyna Wydaw. Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- GOMÓŁKA E., GOMÓŁKA B. 1992: *Ćwiczenia laboratoryjne z chemii wody*. Wydaw. Politechniki Wrocławskiej.
- HERMANOWICZ W. 1984: *Chemia sanitarna*. Arkady, Warszawa.
- KOWAL A.L., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M. 1996: *Oczyszczanie wody*. PWN, Warszawa-Wrocław.
- LATOUR T. 1996: *Ocena przydatności wód z warstw oligoceńskich do celów pitnych*. Przegląd Geologiczny, vol. 44, nr 4, s. 401–403.
- PACZYŃSKI B. 1996: *Zasoby wód oligoceńskich*. Przegląd Geologiczny, vol. 44, nr 4, s. 394–396.
- PACZYŃSKI B., JEZIEŃSKI J., MITRĘGA J., PŁOCHNIEWSKI Z., SKRZYPCZAK L. 1993: *Atlas hydrogeologiczny Polski*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- PN-73/04576.06 Woda i ścieki. Badania zawartości związków azotu. Oznaczanie azotu azotanowego metodą kolorymetryczną z kwasem sulfanilowym i 1-naftyloaminą.
- PN-74/C-04540.01 Woda i ścieki. Badania wartości pH, kwasowości i zasadowości. Oznaczanie wartości pH metodą elektrometryczną.
- PN-71/C-04554.02 Woda i ścieki. Badania twardości. Oznaczanie twardości ogólnej powyżej 0,357 mval/dm³ metodą wersenianową.
- PN-90/C-04540.03 Woda i ścieki. Badania wartości pH, kwasowości i zasadowości. Oznaczanie kwasowości i zasadowości mineralnej i ogólnej metodą miareczkowania wobec wskaźników.
- PN-75/C-04617.02 Woda i ścieki. Badania zawartości chlorków. Oznaczanie chlorków w wodzie i ściekach metodą argentometrycznego miareczkowania.
- PN-72/C-04545.02 Woda i ścieki. Badania zawartości rozpuszczonego tlenu. Oznaczanie rozpuszczonego tlenu metodą Winklera.
- PN-74/C-04547.01 Woda i ścieki. Badania zawartości dwutlenku węgla. Oznaczanie wolnego dwutlenku węgla w wodzie.
- PN-72/C04578.02 Woda i ścieki. Badania zapotrzebowania tlenu i zawartości węgla organicznego. Oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu metodą nadmanganianową.
- PN-78/C-04541 Woda i ścieki. Oznaczanie suchej pozostałości, pozostałości po prażeniu, straty przy prażeniu oraz substancji rozpuszczonych, substancji rozpuszczonych mineralnych i substancji rozpuszczonych lotnych.
- PN-86/C-04576.10 Woda i ścieki. Badania zawartości związków azotu. Oznaczanie azotu azotanowego metodą potencjometryczną z użyciem elektrody jonoselektywnej.
- Water Analysis Handbook Second Edition. HACH 1992.
- WIENCLAW E., SIWIEC T., GRUNWALD P., MORAWSKI D. 1996: *Jakość wód podzie-*

mnych ujmowanych w Naukowo-Badawczej Stacji Wodociągowej SGGW w Ursynowie. Przegląd Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ., Wydaw. SGGW, Warszawa, nr 6.

Summary

Analysis of water quality changes from quaternary and tertiary based on intake from Warsaw Agriculture University wells. Paper contains comparative analysis of water quality from quaternary and tertiary. Investigations has been done for water from Scientific Research Water Supply Plants wells of Warsaw Agricultural Univer-

sity during last years. Trade-off studies show deterioration of quaternary water quality as a results of pollution migration from surface and wells construction. In case of tertiary water quality the main impact comes from the materials used for a well construction. Increasing number of wells can case changes of water quality in the water measures.

Authors' address

L. Reczek, T. Siwiec

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Wpływ usłonecznienia na oscylacje temperatury gruntu

Wprowadzenie

W danym dniu każdego roku powtarza się kształt i długość drogi pozornego ruchu Słońca nad horyzontem. *Usłonecznieniem* nazywamy czas, podczas którego do powierzchni terenu dochodzi bezpośrednie promieniowanie słoneczne, którego źródłem jest tarcza słoneczna. W atmosferze występują jednocześnie zjawiska pochłaniania i rozpraszania promieniowania słonecznego. Czas, podczas którego pomiędzy tarczą słoneczną i danym miejscem na powierzchni Ziemi nie było zachmurzenia nazywamy *usłonecznieniem rzeczywistym*. Podlega on rejestracji i będziemy z niego korzystać przy dalszym modelowaniu. Promieniowanie słoneczne pochłaniane przez powierzchnię Ziemi jest zamieniane w energię ciepłą, która przenika w głąb gruntu i do atmosfery oraz promieniuje do atmosfery. Te oscylacje temperatury gruntu zależą nie tylko od intensywności promieniowania słonecznego, ale i od współczynnika przewodnictwa cieplnego i pojemności cieplnej gruntu. A te z kolei zależą głównie od rodzaju, struktury i stosunków wodno-powietrznych

gruntu, czyli dla różnych gruntów kształtują się różnie. Zbadamy te procesy ilościowo na stacji meteorologicznej Warszawa-Bielany.

Opis zmienności średniej miesięcznej temperatury gruntu w Warszawie

Temperatura gleby jest decydującym czynnikiem w przezimowaniu ozimin, rozpoczęciu prac polowych, wznowieniu wegetacji na wiosnę i zakończeniu prac jesienią. W czasopismach specjalistycznych podaje się średnią miesięczną temperaturę gruntu na głębokości 5 cm w wybranych miejscowościach. Opiszemy jej roczną zmienność w Warszawie. Jest oczywiste, że parametr ten podlega okresowości rocznej, czyli charakteryzuje się sezonowością. Jego zmienność roczną możemy opisać za pomocą modelu regresji krzywoliniowej postaci:

$$g_t = s + A \cdot \sin(\omega t + \Theta) + E_t,$$

gdzie $\omega = 2\pi/T$ (1)
w którym t oznacza numer kolejnego miesiąca roku, g_t jest odpowiadającą mu

średnią miesięczną temperaturę gruntu na zadanej głębokości opisywanego posterunku obserwacyjnego, E_t jest błędem losowym obserwacji. Natomiast parametry strukturalne modelu s , A , T , Θ , w odpowiednio nazywamy: średnią temperaturą roczną, amplitudą, okresem, fazą początkową i pulsacją drgań harmonicznym (prędkością kątową lub częstością kołową). Parametry modelu (1) oszacowano metodą najmniejszych kwadratów w pracy (Smolik, 1995). W przypadku ogólnym jest to skomplikowany układ równań normalnych, służący do znajdowania niewiadomego okresu T badanego procesu na podstawie jego obserwacji. Przy dodatkowych ograniczeniach, obecnie w praktyce nie tak bardzo uciążliwych, sprowadzono go do bardzo prostego układu równań. Przytoczmy ostateczne wyniki uzyskanych tam oszacowań:

lokrotnością liczby 12, a więc warunki stosowalności wzorów (2) są spełnione. W tabeli 1 podano średnie miesięczne temperatury gruntu ($^{\circ}\text{C}$) na głębokości 5 cm w Warszawie w latach 1973–1987. Korzystając z zamieszczonych tam średnich miesięcznych wymienionego piętnastolecia, znajdujemy konieczne elementy do dalszych obliczeń:

$$\begin{aligned}\sum_{t=1}^{12} g_t &= 104,53; \\ \sum_{t=1}^{12} g_t \cos \frac{\pi}{6} t &= -52,9627; \\ \sum_{t=1}^{12} g_t \sin \frac{\pi}{6} t &= -33,9417\end{aligned}$$

(3)

$$\hat{s} = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n g_t; \quad \hat{\Theta} = \arctg \left[\frac{\sum_{t=1}^n g_t \cdot \cos \hat{w}t}{\sum_{t=1}^n g_t \cdot \sin \hat{w}t} \right]$$

$$\hat{A} = \frac{2}{n} \left[\cos \hat{\Theta} \cdot \sum_{t=1}^n g_t \cdot \sin \hat{w}t + \sin \hat{\Theta} \cdot \sum_{t=1}^n g_t \cdot \cos \hat{w}t \right] \quad (2)$$

Wzory (2) obowiązują, gdy dane empiryczne są kompletne, tzn. mają postać (t, g_t) dla $t = 1, 2, \dots, n$; oraz liczebność punktów empirycznych jest wielokrotnością okresu badanego procesu, tzn. $n = kT$. Opisując zmienność sezonową, gdy dysponujemy danymi comiesięcznymi, wtedy $T = 12$ oraz $\hat{w} = 2\pi/T = \pi/6$. Jeżeli dane mamy empiryczne z kompletnych lat, to liczebność próby n jest wie-

Na podstawie przytoczonych wzorów (2), po zaokrągleniu przyjmujemy:

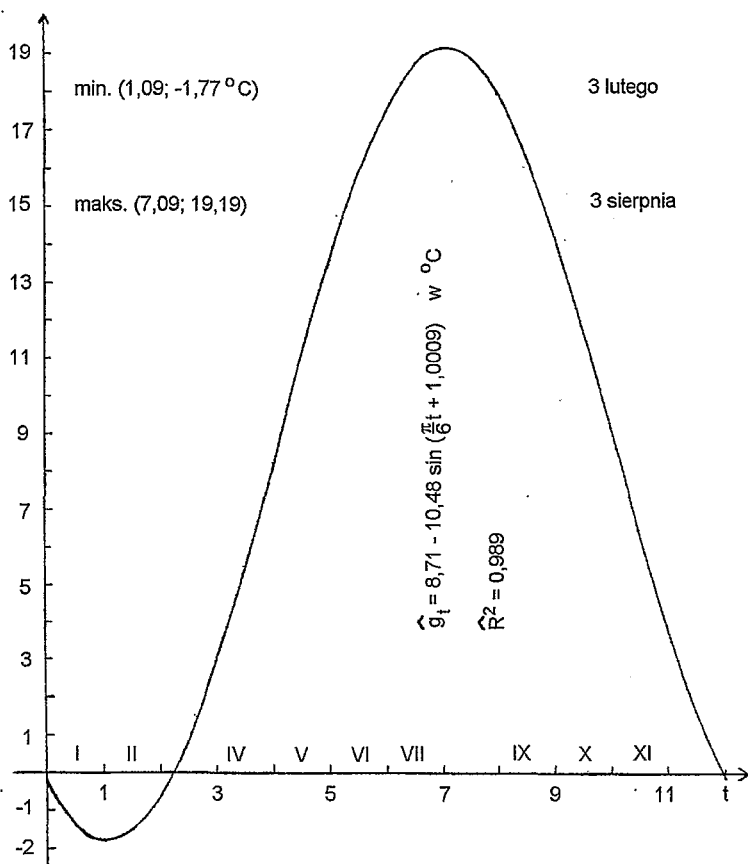
$$\hat{g}_t = 8,71 - 10,48 \sin \left(\frac{\pi}{6} t + 1,0009 \right) \text{ w } ^{\circ}\text{C} \quad (4)$$

w którym t oznacza kolejne miesiące roku. Po prostych zabiegach analitycznych wyznaczamy ekstremum tej funkcji: minimum zachodzi przy $t_1 \approx 1,09$ (ok. 3

TABELA 1. Średnia miesięczna i roczna temperatura gleby (w °C) na głębokości 5 cm pod ugiem na stacji Warszawa-Bielany w latach 1973–1987

Rok	Miesiąc												Średnia
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1973	-2,2	0,7	3,0	7,0	13,8	18,1	20,1	20,2	13,7	6,6	1,6	-0,4	8,52
1974	-1,1	1,3	3,2	7,5	12,8	16,3	16,9	19,2	14,7	6,8	3,0	1,8	8,53
1975	1,5	-0,5	3,5	6,9	15,7	18,2	22,0	21,1	16,4	8,5	2,3	0,5	9,68
1976	0,3	-2,3	-0,5	7,8	13,3	17,0	20,9	18,3	14,3	7,3	4,7	0,9	8,50
1977	-0,2	0,7	4,9	6,3	13,5	20,1	18,5	16,9	11,7	8,7	4,8	0,5	8,87
1978	-0,5	-0,3	2,1	6,1	13,0	17,7	17,8	17,1	11,5	8,5	5,0	-1,3	8,06
1979	-1,0	-1,2	1,0	6,5	16,5	22,9	17,1	17,5	14,6	6,5	2,9	2,0	8,78
1980	-1,5	-0,5	-0,1	6,8	11,2	16,9	17,5	17,7	13,5	8,3	2,8	1,0	7,80
1981	0,1	0,1	3,2	6,8	14,8	18,5	19,1	17,9	14,6	9,4	3,6	0,6	9,06
1982	-2,2	-1,8	1,6	5,9	14,8	18,0	21,5	21,1	16,1	9,5	4,1	1,3	9,16
1983	2,4	0,1	3,5	9,4	17,1	19,8	22,0	20,4	15,9	8,7	3,0	-0,2	10,18
1984	0,4	-1,0	0,6	8,6	14,1	15,9	16,9	19,8	13,7	9,7	2,6	-0,2	8,42
1985	-2,5	-2,7	1,0	8,0	15,1	16,0	18,7	18,8	12,7	8,4	1,8	2,0	8,11
1986	0,3	-0,8	1,4	8,2	15,9	18,5	19,5	18,3	11,5	8,2	4,5	0,9	8,87
1987	-0,8	-0,3	-0,4	6,5	13,3	16,5	19,6	16,2	13,2	8,5	4,1	1,2	8,13
Średnia	-0,47	-0,57	1,87	7,22	14,33	18,03	19,21	18,70	13,87	8,24	3,39	0,71	8,71

Źródło: Miesięczny Przegląd Agrometeorologiczny; opracowanie własne.



RYSunEK. Opis zmienności średniej miesięcznej temperatury gruntu na głębokości 5 cm w Warszawie

lutego) i przyjmuje wartość $-1,77^{\circ}\text{C}$; maksimum przy $t_2 \approx 7,09$ (3 sierpnia) i przyjmuje wartość $19,19^{\circ}\text{C}$. Wykres tej zależności podano na rysunku. Dopasowanie wyznaczonego modelu (4) do danych empirycznych kształtuje się następująco: ocena współczynnika determinacji

$$\hat{R}^2 = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{12} (g_t - \hat{g}_t)^2}{\sum_{t=1}^{12} (g_t - \bar{g})^2} =$$

$$= 1 - (7,5447/667,0423) = 0,989 \quad (5)$$

Współczynnik ten informuje, że wyznaczony model (4) tłumaczy (determinuje) ponad 98 procent zmienności badanej zmiennej losowej. Ocena błędu standardowego estymacji funkcji regresji (4) przyjmuje wartość:

$$\hat{s}_{g:t} = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^n (g_t - \hat{g}_t)^2}{n-k}} =$$

$$= \sqrt{\frac{7,5447}{12-3}} = 0,92^{\circ}\text{C} \quad (6)$$

Z modelu (4) możemy odczytać terminy rozpoczęcia odpowiednich prac polowych w opisywanej okolicy. I tak, przy sadzeniu ziemniaków zaleca się ustabilizowanej średniej dobowej temperatury gleby co najmniej 7°C. W okolicach Warszawy ma to miejsce (średnio biorąc) od dnia:

$(-7 + 8,71)/10,48 \sin(\Pi t/6 + 1,0009) \Rightarrow$
 $\Rightarrow t_1 = 3,775 \Rightarrow$ około 23 kwietnia. Podobnie wyznaczamy dni z temperaturą gruntu poniżej 0°C:

$0 = 8,71 - 10,48 \sin(\Pi t/6 + 1,0009) \Rightarrow$
 $\Rightarrow (t_1 = 11,962 \text{ lub } t_2 = 2,215)$, czyli ma to miejsce od 29 grudnia do 6 marca – średnio biorąc.

Wpływ usłonecznienia na temperaturę gruntu

Termiczne sprzężenie atmosfery i gruntu nie jest procesem prostym, a sygnał temperaturowy przekazywany do gruntu bywa często przefiltrowaną już wersją procesów, którym poddana jest atmosfera. W tabeli 2 obliczono średnie miesięczne czasy trwania bezpośredniego promieniowania Słońca (w godzinach) w Warszawie w latach 1973–1987. Natomiast tabela 1 zawiera średnie miesięczne temperatury gruntu na głębokości 5 cm (w °C) na tej samej stacji obserwacyjnej w przytoczonym wyżej czasie. Zbierzmy najpotrzebniejsze wyniki razem w celu dalszych opracowań:

Gleba g_t °C	-0,47	-0,57	1,87	7,22
Usłonecznienie u_t	38,1	64,0	109,5	156,6
g_t °C	14,33	18,03	19,21	18,70
u_t	222,3	220,2	211,9	221,4
g_t °C	13,87	8,24	3,39	0,71
u_t	137,5	94,5	45,9	26,3

(7)

Zbadamy skorelowanie tych zmierznych losowych. W tym celu wykonujemy obliczenia pomocnicze:

$$\sum_{t=1}^{12} g_t = 104,53; \quad \sum_{t=1}^{12} u_t = 1548,2;$$

$$\text{var}(g) = \sum_{t=1}^{12} (g_t - \bar{g})^2 =$$

$$= \sum_{t=1}^{12} g_t^2 - \bar{g} \cdot \sum_{t=1}^{12} g_t = 667,0423;$$

$$\text{var}(u) = \sum_{t=1}^{12} (u_t - \bar{u})^2 = 64777,717;$$

(8)

$$\text{cov}(u, g) = \sum_{t=1}^{12} (u_t - \bar{u})(g_t - \bar{g}) =$$

$$= \sum_{t=1}^{12} u_t g_t - \bar{u} \cdot \sum_{t=1}^{12} g_t = 6021,541$$

Z przytoczonych w (7) par (u_t, g_t) wyników obserwacji wyznaczamy współczynnik korelacji z próby:

TABELA 2. Sumy miesięczne i roczne usłonecznienia (w godz.) na stacji Warszawa-Bielany w latach 1973–1987

Rok	Miesiąc												Suma
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1973	64	24	149	159	210	260	226	318	134	102	70	25	1741
1974	56	99	169	185	179	176	152	244	159	46	56	24	1545
1975	50	89	98	130	234	207	247	307	221	56	56	40	1735
1976	35	115	90	190	246	274	216	246	137	72	31	17	1669
1977	28	39	114	145	185	251	204	147	143	99	46	32	1433
1978	53	47	93	146	240	251	211	178	84	87	31	36	1457
1979	23	78	84	153	291	256	172	150	151	170	24	18	1570
1980	52	29	134	149	227	184	108	171	122	56	30	31	1293
1981	26	58	100	205	222	159	232	203	148	83	28	28	1492
1982	41	67	142	174	261	240	306	252	171	119	58	6	1837
1983	16	41	66	165	224	264	277	286	135	102	59	45	1680
1984	24	58	114	131	145	192	177	247	93	91	65	10	1347
1985	27	53	44	168	212	156	240	217	121	71	38	27	1374
1986	21	104	115	147	255	277	215	176	98	129	71	34	1642
1987	56	59	130	102	204	156	195	179	145	135	26	22	1409
Średnia	38,1	64,0	109,5	156,6	222,3	220,2	211,9	221,4	137,5	94,5	45,9	26,3	1548

Źródło: Miesięczny Przegląd Agrometeorologiczny, Promieniowanie Słoneczne; opracowanie własne.

$$r = \frac{\text{cov}(u,v)}{\sqrt{\text{var}(u) \cdot \text{var}(g)}} =$$

$$= \frac{6021,541}{\sqrt{64777,717 \cdot 667,0423}} = 0,916 \quad (9)$$

Sprawdzamy jego dodatnią istotność w populacji:

$$t_0 = \frac{r}{\sqrt{1-r^2}} \sqrt{n-2} =$$

$$= 7,2203 > 4,5869 = t_{0,001;10} \quad (10)$$

Stwierdzamy, że badane zmienne losowe są wysoce dodatnio skorelowane, a więc są zależne. Jest więc sens znajdowania między nimi związku liniowego

$$g = b_0 + b_1 u \quad (11)$$

Na podstawie zebranych danych we wzorze (8) otrzymujemy oszacowanie współczynników poszukiwanej prostej regresji:

$$\hat{b}_1 = \frac{\text{cov}(u,g)}{\text{var}(u)} = \frac{6021,541}{64777,717} = 0,093;$$

$$\hat{b}_0 = \bar{g} - \hat{b}_1 \bar{u} = -3,29 \quad (12)$$

Oszacowanie związku liniowego między badanymi zmiennymi losowymi w Warszawie przyjmuje postać:

$$\hat{g}_t = -3,29 + 0,093 \cdot u_t$$

dla $t = 1, 2, \dots, 12$ w °C (13)

Jego dopasowanie do danych empirycznych opisuje współczynnik determinacji. W rozpatrywanym zagadnieniu jego ocena kształtuje się następująco:

$$\hat{R}^2 = 1 - \left[\frac{\sum_{t=1}^n (g_t - \hat{g}_t)^2}{\sum_{t=1}^n (g_t - \bar{g})^2} \right] =$$

$$= \frac{\hat{b}_1 \cdot \text{cov}(u,g)}{\text{var}(g)} = 0,840 \quad (14)$$

Interpretuje się go jak następuje: znaleziony model liniowy (13) wyjaśnia (determinuje) około 84 procent zmienności średniej miesięcznej temperatury gleby na głębokości 5 cm w Warszawie. Zdarza się, że interesuje nas średni błąd szacunku wyznaczonej funkcji regresji (13), wtedy znajdujemy pierwiastek kwadratowy z nieobciążonej oceny odchyłeń od regresji:

$$\hat{s}_{gu} = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^n (g_t - \hat{g}_t)^2}{n-2}} =$$

$$= \sqrt{\frac{\text{var}(g) - \hat{b}_1 \cdot \text{cov}(u,g)}{n-2}} = 3,27^\circ\text{C} \quad (15)$$

Mimo bardzo dobrego skorelowania badanych zmiennych losowych o dopasowaniu modelu (13) do danych empirycznych, tego powiedzieć nie możemy. Dlaczego tak jest, zostało wyjaśnione częściowo na początku tego podrozdziału – nie są to aż tak proste związki. Możemy spodziewać się lepszego dopasowania

wania, gdy uwzględnimy przesunięcie w czasie między usłonecznieniem a temperaturą gruntu. Uwzględniając zasadę, że najpierw Słońce grzeje, a potem wzrasta temperatura gruntu. Najmniejszym przesunięciem danych empirycznych w czasie, jakim dysponujemy, jest miesiąc, dlatego w tej konfiguracji je przeanalizujemy. Korzystając z danych (7), wykonujemy obliczenia pomocnicze:

$$\sum_{t=1}^{11} g_{t+1} = 105,0; \quad \sum_{t=1}^{11} u_t = 1521,9;$$

$$\sum_{t=1}^{11} u_t g_{t+1} = 19\,890,034;$$

$$\sum_{t=1}^{11} u_t^2 = 263\,829,63;$$

$$\sum_{t=1}^{11} g_{t+1}^2 = 1577,3648;$$

$$\text{var}(g) = 575,092; \quad \text{var}(u) = 53\,267,847; \quad (16)$$

$\text{cov}(u, g) = 5362,8067$. Wykorzystując wzory wcześniej przytoczone, badamy skorelowanie nowych zmiennych losowych:

$$r = 0,969; \quad t_0 = 11,7663 > 4,7809 = t_{0,001;9} \quad (17)$$

Stwierdzamy wysoce istotne dodatnie skorelowanie badanych zmiennych losowych. Wyznamy między nimi prostą regresji w postaci:

$$g_{t+1} = b_0 + b_1 u_t \quad (18)$$

Oszacowanie jej parametrów jest następujące:

$$\hat{b}_1 = \frac{5362,8067}{53\,267,847} = 0,1007$$

$$\hat{b}_0 = 9,54 - 0,1007 \cdot 138,355 = -4,38 \quad (19)$$

Poszukiwany związek liniowy ma postać:

$$\hat{g}_{t+1} = -4,38 + 0,1007 \cdot u_t,$$

$$\text{dla } t = 1, 2, \dots, 11 \quad (20)$$

Dopasowanie do danych empirycznych modelu (20) kształtuje się następująco:

$$\hat{R}^2 = \frac{0,1007 \cdot 5362,8067}{575,092} = 0,939 \quad (21)$$

objaśnia więc prawie 94 procent zmienności średniej miesięcznej temperatury gleby. Średni błąd szacunku funkcji

$$\hat{s}_{gu} = \sqrt{\frac{575,092 - 0,1007 \cdot 5362,8067}{11 - 2}} = 1,97^\circ\text{C} \quad (22)$$

Łącząc rozumowanie dedukcyjne ze statystycznym, uzyskaliśmy bardzo prosty model (20) opisujący badany proces, jego dopasowanie do danych empirycznych też jest dobre. Należy pamiętać, że przytoczony opis dotyczy gleby pod ugozem. Rośliny uprawne i rozłożyste drzewa izolują grunt od ciepła słonecznego. Płynące wody podziemne także zaburza-

ją temperaturę przypowierzchniową. Ingerencja człowieka jeszcze bardziej komplikuje ten obraz. Wycinanie lasów i ekspansja terenów rolnych wystawia glebę na działanie promieni słonecznych. Wysuszenie i zasypywanie bagien eliminuje efekt chłodzenia wywołany parowaniem i przyczynia się do podgrzewania powierzchni. W podsumowaniu należy stwierdzić, że urbanizacja prowadzi do ocieplenia.

Literatura

- BAC S., KOŹMIŃSKI C., ROJEK M. 1993: *Agrometeorologia*. PWN, Warszawa.
- BAJKIEWICZ-GRABOWSKA E., MIKULSKI Z. 1993: *Hydrologia ogólna*. PWN, Warszawa.
- KOŹMIŃSKI C. 1981: *Temperatura gleby na głębokości 5 centymetrów w Polsce*. AR w Szczecinie; Inst. Uprawy, Nawoż. i Glebozn. w Puławach.
- KRÓLIKOWSKI C., STAJNIAK J. 1994 *Przypowierzchniowe zmiany temperatury Ziemi*. Przegląd Geologiczny, vol. 42, nr 10.
- KUZIEMSKA D. 1992: *O strukturze wahań temperatury powietrza w obecnym stuleciu na przykładzie danych z Warszawy*. Wiad. Inst. Meteor. i Gospod. Wod. z. 4, Tom XV, XXXVI.
- Miesięczny Przegląd Agrometeorologiczny. 1974–1988.
- Promieniowanie Słoneczne. 1974–1988.
- RADOMSKI C. 1979: *Agrometeorologia*. PWN, Warszawa.
- SMOLIK S. 1995: *Uproszczona procedura estymacji wahań okresowych*. Przegląd Statystyczny, R XLII, z. 3–4.
- SMOLIK S. 1996: *Standardowy rok opadowy i termiczny Krakowa i Olsztyna*. Wiad. Inst. Meteor. i Gospod. Wod. nr 4.

SZORNEL K. 1980: *Badanie związku między przebiegiem temperatury a dopływem radiacji*. Wiad. Inst. Meteor. i Gospod. Wod. z. 3–4; Tom VI, XXVII.

ŻMUDZKA E. 1995: *Tendencje i cykle zmian temperatury powietrza w Polsce w latach 1951–1990*. Przegl. Geofiz., XL, z. 2.

Summary

Insolation Influence upon the Soil-Temperature Oscillation. The variation of mean temperature of soil during a month is identified by means of the following curvilinear regression model:

$g_t = s + A \cdot \sin(\omega t + \Theta) + \varepsilon_t$, where t expresses the successive months of the year, and the values of g_t are mean temperatures of soil at a selected depth. A method of estimation of its parameters was published elsewhere in a statistics paper. The model was used to identify the variation of mean temperature of soil at a depth of 5 cm in Warsaw during a month in a period of 1973 to 1987. The discussion shows strong correlation of the variation of mean temperature of soil at a depth of 5 cm in Warsaw during a month and the insolation of the respective location during the period under investigation, a month offset being employed for the values of the tested random variables. A straight regression line has been determined for the offset pairs of the values of the tested random variables. A good match of the model to the empirical data can be seen.

Author's address

S. Smolik

Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa ul. Nowoursynowska 166
Poland

✓

Sylwester SMOLIK

Katedra Zastosowań Matematyki SGGW

Statystyczny opis usłonecznienia wybranej miejscowości

Wprowadzenie

Ogromna różnorodność zjawisk klimatycznych ma wspólną przyczynę w tym, że ilość energii słonecznej otrzymanej przez poszczególne części Ziemi jest niejednakowa i zmienna. Wynika to z jej ruchu postępowego i obrotowego względem Słońca oraz trudnych do przewidzenia stanów otulającej Ziemi atmosfery – na którą oddziałują strumienie różnych energii kosmicznych, a których pomiary nie są wykonywane systematycznie.

Jestem zwolennikiem opisu tego typu zjawisk na gruncie praw fizyki. Uwzględniając jednak doświadczenia bardziej zaawansowanych w modelowaniu matematycznym problemów meteorologii pamiętam o niestabilności tych procesów. Bowiem to, co kształtuje pogodę (atmosfera, temperatura oceanów, promieniowanie słoneczne, itp.), okazuje się zarazem i deterministyczne i nieprzewidywalne. Dlatego z powodu braku dobrej teorii na gruncie fizyki matematycznej i wystarczająco dokładnych danych

granicznych, przy rozwiązywaniu tych zagadnień stosujemy metody statystyczne. Nie opisują one dobrze stanów ekstremalnych, ponieważ udział ich w nagromadzonym materiale statystycznym jest zwykle mały. W wielu jednak zagadnieniach interesuje mnie typowa realizacja badanych zmiennych losowych. Do takich zjawisk należy (między innymi) zmienność średniego miesięcznego usłonecznienia wybranej miejscowości. Dane o promieniowaniu słonecznym, głównym źródle energii dla wszystkich procesów zachodzących na powierzchni Ziemi i w jej atmosferze, są obecnie nieodzowne dla różnych dziedzin gospodarki narodowej i nauki. Jeszcze lepiej będzie, gdy zdołamy je opisać modelem statystycznym. Będzie jednak w nim tkwił element fizycznego podejścia. Przyczyny astronomiczne procesu (ruchy Ziemi względem Słońca) będą odzwierciedlały wyznaczane trendy (składowa deterministyczna procesu), natomiast składową losową powodują zakłócenia badanego procesu stanami przypadkowymi atmosfery.

Wprowadzenie modelu statystycznego opisu usłonecznienia

Składowa zdeterminowana (astronomiczna) badanego procesu powinna mieć okres roczny, czyli charakteryzować się sezonowością. W publikatorach podawane są sumaryczne wielkości usłonecznienia w poszczególnych miesiącach roku. Wiemy o tym, że intensywność promieniowania w ciągu roku i w ciągu doby jest zmienna (godziny usłonecznienia nie są równoważne energetycznie). Rozwiązanie tego bardzo ważnego problemu zmienności natężenia promieniowania odkładamy. Dlatego do opisu badanego zjawiska proponuję następujący model regresji krzywoliniowej:

$$y_i = s + A \sin(\omega t_i + \Theta) \varepsilon_i,$$

$$\text{gdzie } \omega = 2 \pi / T. \quad (1)$$

W którym t_i – są miesiącami kolejnych lat, y_i – liczbami godzin usłonecznienia w miesiącu t_i – tym, ε_i jest błędem losowym obserwacji, natomiast stałe s , A , T , Θ , w odpowiednio nazywamy: położeniem równowagi, amplitudą, okresem, fazą i pulsacją (prędkością kątową lub częstością kołową).

Oszacowanie parametrów modelu (1) metodą najmniejszych kwadratów znajduje się w pracy Smolika (1995). Jest to bardzo skomplikowany układ równań normalnych, który może służyć do znajdowania niewiadomego okresu T badanego zjawiska na podstawie jego obserwacji. Jednak, przy dodatkowych restry-

kcyjach, obecnie w praktyce nie tak bardzo uciążliwych, układ wspomniany doprowadzono do bardzo prostego układu równań. Przytoczymy zamieszczone tam ostateczne wnioski. Jeżeli dysponujemy kolejnymi punktami empirycznymi (t, y_t) , gdzie $t = 1, 2, \dots, n$; oraz liczebność punktów empirycznych jest wielokrotnością okresu badanego procesu, tzn. $n = k\hat{T}$, wtedy oszacowanie parametrów modelu (1) kształtuje się następująco:

$$\hat{s} = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n y_t$$

$$\hat{\Theta} = \arctg \left[\frac{\sum_{t=1}^n y_t \cos \hat{\omega} t}{\sum_{t=1}^n y_t \sin \hat{\omega} t} \right]$$

$$\hat{A} = \frac{2}{n} \left[\cos \hat{\Theta} \cdot \sum_{t=1}^n y_t \sin \hat{\omega} t + \sin \hat{\Theta} \cdot \sum_{t=1}^n y_t \cos \hat{\omega} t \right]$$

(2)

W przypadku zmienności sezonowej, dysponując danymi comiesięcznymi, $\hat{T} = 12$ oraz $\hat{\omega} = \pi/6$. Omawiana dynamika zmian jest uwarunkowana głównie przyczynami astronomicznymi. W poszczególnych latach jest ona zaburzana mniej lub bardziej wpływami cyrkulacji atmosferycznej. Te wpływy nakładają się na siebie i średni wieloletni przebieg elementów meteorologicznych jest wypadkową różnych czynników klimatotwórczych. Należy podkreślić, że metoda średnich miesięcznych pomijała dynamikę zmian zachodzących w poszczególnych miesiącach i bardzo różni-

ła się od średnich dobowych wartości w pierwszym i ostatnim dniu każdego miesiąca. Obecnie proces ten wyrównano i uciągnięto zgodnie ze sztuką zalecaną w statystyce.

Opis usłonecznienia Warszawy

W załączonej tabeli podano miesięczne czasy bezpośredniego promienienia Słońca w godzinach (rejestrowane za pomocą heliografu typu Campbella-Stokesa) dla Warszawy (zwykle posterunek nr 75 Warszawa-Bielany, ale może też występować posterunek nr 80 Warszawa-Okęcie). Pochodzą one z trzech czasopism wymienionych w spisie literatury i obejmują lata 1973–1987. Jak wiadać, badana zmienna losowa charakteryzuje się pokaźnym rozrzutem. Dlatego nie jest celowe znajdowanie bardzo precyzyjnych ocen parametrów funkcji regresji (1). Zasadniczego mankamentu badanego zjawiska – pokaźnego jego rozrzutu, zabieg ten nie poprawi. Należy traktować, że jest to schematyczne ujęcie tego zagadnienia, ma ono przede wszystkim znaczenie informacyjne dla zainteresowanych przebiegiem tego procesu w dłuższym okresie, np. specjalistów od rolnictwa i budownictwa. Problem ten będzie szerzej rozwinięty w zakończeniu. Z tego powodu oszacuje się parametry modelu (1) nie na podstawie wszystkich liczb podanych w tabeli, ale wykorzystając średnie miesięcznych usłonecznienia z 15 lat, zamieszczone na dole

wymienionej tabeli. Po obliczeniach, otrzymujemy:

$$\sum_{t=1}^{12} y_t = 1548,2;$$

$$\sum_{t=1}^{12} y_t \cos \frac{\pi}{6} t = -606,9321;$$

$$\sum_{t=1}^{12} y_t \sin \frac{\pi}{6} t = -109,2322$$

(3)

Na podstawie przytoczonych wzorów (2), po zaokrągleniu przyjmujemy:

$$\hat{y}_t = 129 - 102,55 \sin \left(\frac{\pi}{6} t + 1,393 \right) \quad (4)$$

w godzinach, t – kolejne miesiące roku. Dopasowanie wyznaczonego modelu (4) do danych empirycznych jest następujące: $\bar{y} = 129$, współczynnik determinacji

$$\hat{R}^2 = 1 - \varphi^2 =$$

$$= 1 - \sum_{t=1}^{12} (y_t - \hat{y}_t)^2 / \sum_{t=1}^{12} (y_t - \bar{y})^2 =$$

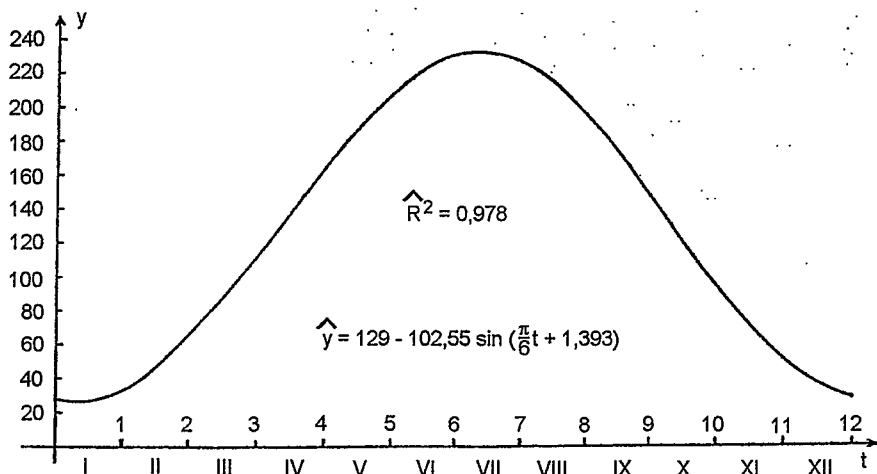
$= 1 - 1395,312/64777,72 \approx 0,978$. Współczynnik ten interpretuje się, że wyznaczony model tłumaczy ponad 97 procent zmienności badanej zmiennej losowej.

Po prostych zabiegach matematycznych znajdujemy ekstremum wyznaczonej funkcji (przybliżone wartości): min.(0,34; 26,45) zachodzi 10 stycznia,

TABELA. Usłonecznienie Warszawy (czas trwania bezpośredniego promieniowania Słońca w godzinach)

Rok	Miesiąc												Suma
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1973	64	24	149	159	210	260	226	318	134	102	70	25	1741
1974	56	99	169	185	179	176	152	244	159	46	56	24	1545
1975	50	89	98	130	234	207	247	307	221	56	56	40	1735
1976	35	115	90	190	246	274	216	246	137	72	31	17	1669
1977	28	39	114	145	185	251	204	147	143	99	46	32	1433
1978	53	47	93	146	240	251	211	178	84	87	31	36	1457
1979	23	78	84	153	291	256	172	150	151	170	24	18	1570
1980	52	29	134	149	227	184	108	171	122	56	30	31	1293
1981	26	58	100	205	222	159	232	203	148	83	28	28	1492
1982	41	67	142	174	261	240	306	252	171	119	58	6	1837
1983	16	41	66	165	224	264	277	286	135	102	59	45	1680
1984	24	58	114	131	145	192	177	247	93	91	65	10	1347
1985	27	53	44	168	212	156	240	217	121	71	38	27	1374
1986	21	104	115	147	255	277	215	176	98	129	71	34	1642
1987	56	59	130	102	204	156	195	179	145	135	26	22	1409
Średnia	38,1	64,0	109,5	156,6	222,3	220,2	211,9	221,4	137,5	94,5	45,9	26,3	1548

Źródło: Miesięczny przegląd Agrometeorologiczny, Promieniowanie Słoneczne, opracowanie własne.



RYSUNEK. Opis usłonecznienia Warszawy

maks. (6,34; 231,55) zachodzi 10 lipca. Wykres funkcji (4) zamieszczono na rysunku. Sumę godzin usłonecznienia w dowolnym przedziale czasowym roku $[t_1, t_2]$ znajdujemy przez całkowanie zależności (4), wykonując po drodze proste przekształcenia:

zmiany wpłyną w znaczącym stopniu na przyrodę, ekonomię krajów oraz życie ich mieszkańców.

$$\int_{t_1}^{t_2} \hat{y}_t dt \approx 129(t_2 - t_1) - 391,71 \sin\left[\frac{\pi}{12}(t_2 + t_1) + 1,393\right] \cdot \sin\frac{\pi}{12}(t_2 - t_1) \quad (5)$$

Znajomość tej wielkości może służyć rolnictwu przy kalkulacjach uprawy nowych odmian roślin i pozyskiwaniu energii elektrycznej. Jednym z najważniejszych celów polityki rolnej jest optymalne wykorzystanie zasobów klimatycznych, których zmienność jest czynnikiem zakłócającym działalność gospodarczą, ona też sama powoduje zmiany antropogeniczne środowiska naturalnego. Klimat coraz bardziej determinuje przyszłość środowiska naturalnego oraz działalność ludzką, jego przewidywane

Zakończenie

Ilość energii słonecznej docierającej do powierzchni Ziemi jest czynnikiem decydującym dla jej środowiska biologicznego. Na zjawiska pogodowe wpływa długość okresu wegetacji, tempo wzrostu roślin i uzyskiwane plony. Wydaje się oczywiste, że temperatura powierzchni Ziemi w danym dniu jest najsilniej związana z radiacją dopływającą od Słońca w dniach sąsiadujących bezpośrednio z dniem pomiaru temperatury. Oddziel-

nym problemem jest technika przetworzenia energii promieniowania na energię cieplną lub elektryczną, niezawodność i koszty tych urządzeń oraz sposoby ich magazynowania. Oczywiście jest, że należy obniżać koszty wyprodukowania 1kWh energii ze źródeł odnawialnych (słońca, wiatru, wody). Gdy jednak koszty z jej użycia są wysokie, to opłaca się za nią drożej płacić. Tym więcej, jeżeli innych możliwości pozyskania energii nie ma – brak sieci energetyki zawodowej. Taka sytuacja ma miejsce w rolnictwie. Ogniwa słoneczne nadają się szczególnie do zasilania urządzeń, których zapotrzebowanie na energię jest współbieżne z aktualną ilością promieniowania słonecznego. Ma to miejsce w urządzeniach klimatycznych, nawadniających uprawy, zaopatrujących w wodę zwierzęta hodowlane na pastwiskach oraz przy napowietrzaniu stawów – w małej energetyce, ale powielanej w dużej liczbie przypadków.

Od pewnego czasu ukazują się publikacje poruszające kapitalny problem praktyczny – ocieplenia klimatu. Ponieważ to zjawisko może realizować się w dłuższym czasie, dlatego model (1) może stanowić instrument, za pomocą którego rozstrzygniemy, czy rzeczywiście zaszło istotne ocieplenie klimatu.

Przypuszcza się też, że zjawiska klimatyczne podlegają okresowości nie tylko sezonowej. Głębsze przygotowanie teoretyczne na ten temat znajduje się w pracy Smolika (1996). Praca ta jest przyczynkiem do bardzo ważnego problemu praktycznego – pozyskiwania energii ze źródeł odnawialnych i nie zanieczyszczających środowiska. Sytuacja jest tak

poważna, że UNESCO ogłosiło lata 1995–2005 „Światową Dekadą Słoneczną”. W tym czasie mają być zintensyfikowane badania nad wspomnianymi wyżej problemami. Wykorzystaniem promieniowania słonecznego jako źródła energii są zainteresowane nie tylko kraje o najwyższej rocznej ilości promieniowania słonecznego w skali świata, ale także kraje leżące na zbliżonej do Polski szerokości geograficznej. Wiąże się to nie tylko z ograniczeniem zużycia węgla, drewna i ropy naftowej, ale z ograniczeniem emisji zanieczyszczeń do atmosfery w trakcie ich spalania, powodujących wspomniane wcześniej perturbacje klimatyczne.

Literatura

- BARAŃSKI L.A., CHRZANOWSKA H., SŁOMKA J. 1989: *Określenie dopływu względnego promieniowania słonecznego całkowitego dla Belska na podstawie zdjęć satelitarnych*. Wiad. Inst. Meteorol. i Gospod. Wod. XII (XXXIII), z. 3–4.
- GUTRY-KORYCKA M., BORYCZKA J. 1990: *Długookresowe zmiany elementów bilansu wodnego w Polsce i w zlewisku Bałtyku*. Przegl. Geofiz. XXXV, z. 3–4.
- KUZIEMSKA D. 1992: *O strukturze wahań temperatury powietrza w obecnym stuleciu na przykładzie danych z Warszawy*. Wiad. Inst. Meteorol. i Gospod. Wod. XV (XXXVI) z. 4.
- MIKULSKI Z., MIKULSKA M. 1972: *Badania okresowości zjawisk hydrometeorologicznych metodą autokorelacyjną Fuhricha*. Przegląd Geofizyczny XVII (XXV), z. 3–4.
- Miesięczny Przegląd Agrometeorologiczny. 1974–1988, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej.
- Promieniowanie Słoneczne. 1974–1988. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej.
- Rocznik Meteorologiczny. 1974–1988, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej.

- SMOLIK S. 1995: *Uproszczona procedura estymacji wahań okresowych*. Przeg. Statyst., R. XLII, z. 3–4.
- SMOLIK S. 1996: *Opis standardowego roku termicznego dla wybranej miejscowości*. Przeg. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. SGGW, z. 10.
- SMOLIK S. 1996: *Opis rocznych opadów wybranej miejscowości*. XXVI Seminarium Zastosowań Matematyki Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Kobyla Góra.

Summary

Insolation statistics for a selected location. The insolation of a selected location is identified by means of the following curvilinear regression model:

$y_t = s + A \cdot \sin\left(\frac{\pi}{6}t + \Theta\right) + \varepsilon_t$, where t expresses the successive months of the year, and y_t expresses the corresponding monthly insolation values at the times the sun directly operated on the location.

A method of estimation of its parameters was published elsewhere in the Statistics Monthly. The model was used to identify the insolation of Warsaw. Its parameters were estimated with the use of monthly direct-insolation totals for 1973–1987 as monitored at this observation station.

Author's address:

S. Smolik

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

Waldemar MIODUSZEWSKI, Alicja ŚLESICKA, Sergiusz JURCZUK

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty

Analiza dynamiki wód gruntowych na dolinowym obiekcie melioracyjnym

Wstęp

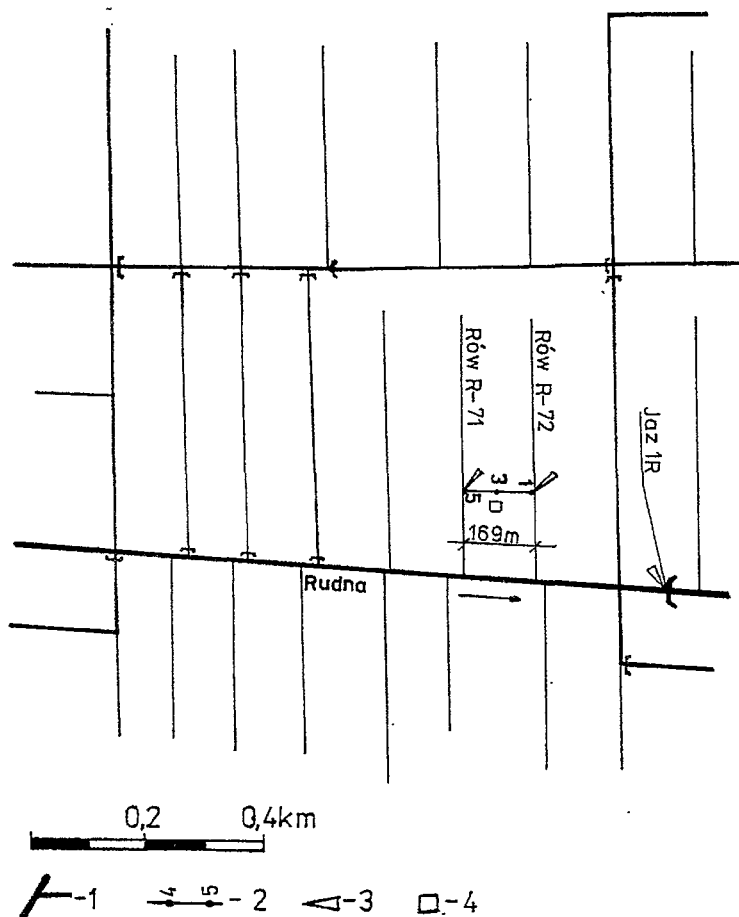
W Polsce wykonanych zostało wiele obiektów melioracyjnych w dolinach rzek z założeniem, że prowadzone tam będą nawodnienia podsiąkowe z wód doprowadzonych z rzeki. Takim obiektem z typową siecią rowów i budowli piętrzących jest obiekt Turośl. Po uregulowaniu rzeki i wykonaniu budowli piętrzących okazało się, że nie jest możliwe prowadzenie nawodnień podsiąkowych na całym planowanym do nawodnień obszarze użytków zielonych. Występują trudności w doprowadzeniu wody do dalej od rzeki położonych kwater, jak również zasoby wodne zlewni są zbyt małe dla pokrycia niedoborów wodnych w okresie wegetacyjnym.

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań terenowych i obliczeń dynamiki wód gruntowych na wybranej kwaterze zlokalizowanej w centralnej części doliny. Celem badań było prześledzenie skuteczności prowadzonych nawodnień, przy różnych metodach rozrządu wody.

Badania zmienności położenia wód gruntowych wykonane zostały w 1994 roku na kwaterze, którą nazwano „Ksebką”. Kwatera położona jest w dolinie rzeki Rudna powyżej jazu 1 R, jak przedstawiono to na rysunku 1. Wybór kwatery podyktowany był jej położeniem o nie-dużej odległości od jazu piętrzącego. Zakładano, że umożliwi to przeprowadzenie szczegółowej oceny wpływu (w tym z uwzględnieniem czasu) piętrzenia wody w rzece na układ wód gruntowych pomiędzy rowami szczegółowymi. W praktyce, ze względu na dużą bezwładność organizacyjną, nie było możliwości zrealizowania w pełni zakładanego planu badań. Niemniej jednak uzyskane wyniki wydają się interesujące i pozwalają na sformułowanie niektórych zasad związanych z eksploatacją dolinowych systemów melioracyjnych.

Opis badań terenowych

Kwatera „Ksebką” położona jest w części obiektu o glebach należących do kompleksu wilgotnościowo-glebowego



RYSUNEK 1. Lokalizacja punktów pomiarowych na kwaterze „Ksebski”: 1 – rowy, 2 – piezometry, 3 – łaty wodowskazowe, 4 – poletko do oznaczeń wilgotności

suchego D. Na kwaterze występuje gleba murszasta, a jej profil zbudowany jest z 25 cm warstwy piasku próchniczego na grubej warstwie piasku luźnego. Miąższość warstwy przepuszczalnej dochodzi do 15,0 m, a średni współczynnik filtracji wynosi 5,0 m/dobę.

Na podstawie szczegółowego rozpoznania właściwości fizycznych i wod-

nych gleb ustalono dopuszczalne poziomy wód gruntowych:

$h_{\min} = h_1 = 20$ cm – minimalna okresowa dopuszczalna głębokość odwodnienia dla warunków ekstensywnej gospodarki (łąki koszone na siano), zapewniająca 6% powietrza w warstwie 0 – 30 cm.

$h_{\max} = h_3 = 50$ cm – maksymalna dopuszczalna głębokość odwodnienia,

przy której w okresie suszy atmosferycznej wilgotność warstwy 0 – 30 cm nie obniży się poniżej dolnego przedziału wody łatwo dostępnej.

Należy podkreślić, że przy glebach występujących w granicach badanej kwatery utrzymanie wysokich stanów wody ma bardzo istotne znaczenie na wielkość plonowania. Retencja wodna gleb jest bardzo mała i waha się dla kompleksu suchego D 50–60 mm, przy niedoborach wodnych użytków zielonych przekraczających w latach suchych 200 mm, a średnich dla wielolecia 103,1 mm.

Dla celów badawczych w 1993 roku zainstalowano w przekroju kwatery (pomiędzy dwoma rowami szczegółowymi) 3 piezometry. Prowadzono również pomiary poziomu wody w rowach szczegółowych oraz powyżej i poniżej jazu piętrzącego. Pomiary na wodowskazach oraz w piezometrach wykonywano codziennie w ciągu całego roku.

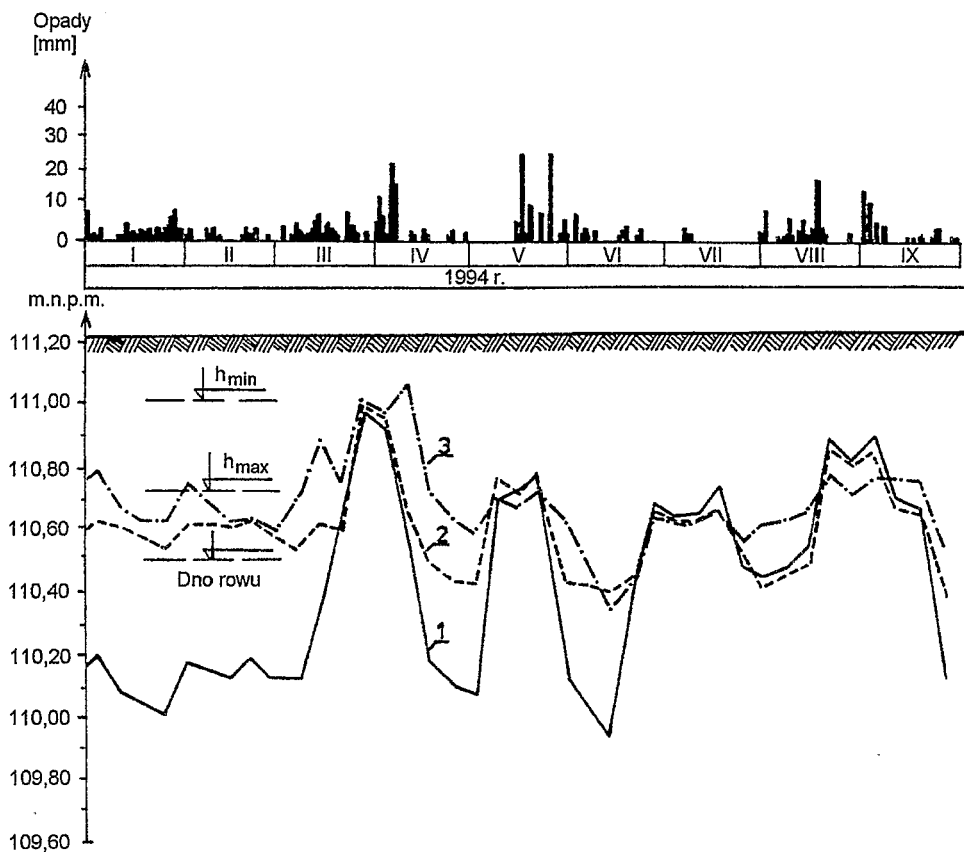
Na rysunku 2 przedstawiono wyniki pomiarów terenowych zmienności położenia wód powierzchniowych i gruntowych w czasie, a na rysunku 3 dla kilku wybranych terminów układ zwierciadła wód gruntowych w przekroju poprzecznym między dwoma rowami. W 1994 r. nawodnienia rozpoczęto pod koniec marca, lecz musiano je wiosną dwukrotnie przerwać ze względu na obfite opady. Przerwy te wydłużyły się ze względu na wykorzystanie przez rolników okresów niższych stanów wód gruntowych do przeprowadzenia prac agrotechnicznych (nawożenie i koszenie I pokosu). Piętrzenie wody na jazu powodowało znaczne podniesienie stanów wód bezpośrednio

powyżej jazu, lecz było niedostateczne dla nawodnienia całej wyżej położonej kwatery. Mimo spiętrzenia wody w jazu średnio 20 cm (a w obniżeniach 0 cm) od powierzchni terenu, przy spadku podłużnym doliny 0,4‰ i przy lokalnych deniwelacjach terenu dochodzących do 0,5 m, niektóre części kwatery nie były dostatecznie nawadniane.

Analiza przedstawionych wykresów wykazuje, że mimo prowadzenia nawodnień podsiąkowych (piętrzenie na jazu 1 R) zwierciadło wody w środku badanego łanu układa się bardzo nisko i często opada poniżej wielkości maksymalnej dopuszczalnej $h_{\max} = 0,5$ m, a nawet poniżej dna rowów.

Następnym interesującym spostrzeżeniem jest, że przez większą część okresu wegetacyjnego następuje odpływ wody z profilu glebowego do rowu, o czym świadczy układanie się zwierciadła wód gruntowych w piezometrze nr 3. Jest ono zazwyczaj wyższe niż w rowie. Jedynie w bardzo krótkich okresach podczas piętrzenia wody na jazu występował układ zwierciadła wód gruntowych typowy dla procesu nawodnień podsiąkowych. Spiętrzenie wody na okres kilku – kilkunastu dni powodowało nieznaczne podwyższenie poziomu wód gruntowych ponad krytyczną wartość maksymalnego dopuszczalnego obniżenia $h_{\max} = 0,5$ m. Nie osiągnięto natomiast (z wyjątkiem pierwszego piętrzenia na przełomie marca i kwietnia) wartości $h_{\min} = 0,20$ m.

Przeprowadzone obserwacje wykazały, że stosowane na obiekcie metody eksploatacji systemu nie są zadowalające. Krótkotrwałe piętrzenia i na stosunkowo małą wysokość powodują jedynie



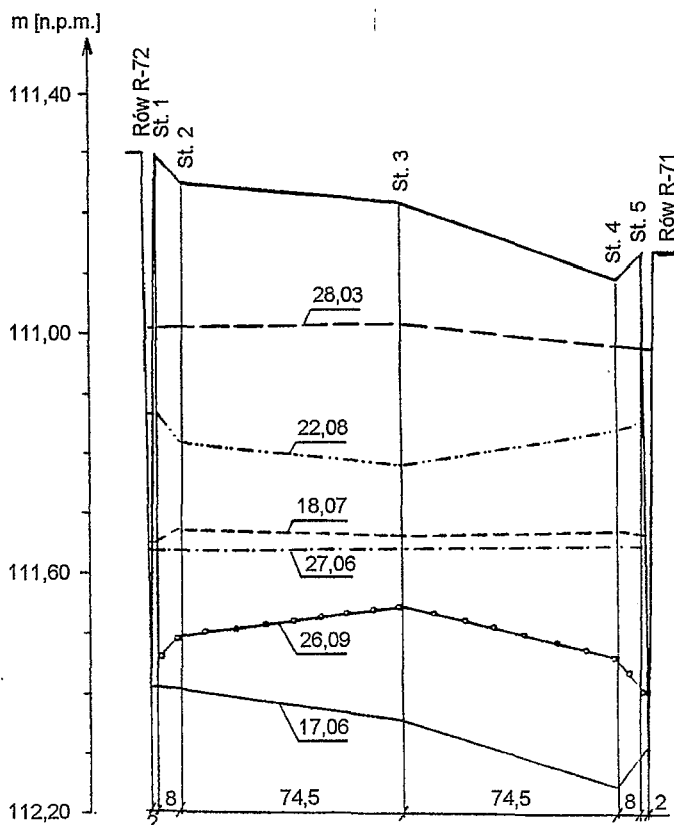
RYSUNEK 2. Stany wody na kwaterze „Ksebk”: 1 – poziom wody w rzece Rudna, 2 – poziom wody w rowie R-72, 3 – poziom wód gruntowych w piezometrze nr 3

nieznaczne podwyższenie poziomu wód gruntowych na kwaterze. Rowy szczególnie przez większość okresu wegetacyjnego pełnią głównie rolę odwadniającą.

Badania modelowe dynamiki wód gruntowych

W celu dokładniejszego prześledzenia uwarunkowań zmian poziomu wód

gruntowych na badanym obiekcie przeprowadzono obliczenia numeryczne z wykorzystaniem programu SIMGRO (Querner 1993). Program ten umożliwia obliczenia filtracji regionalnej z uwzględnieniem przepływu wody w strefie nienasyconej i nasyconej. Algorytm programu przedstawiono na rysunku 4. Model obliczeniowy zbudowano dla umownego obszaru w postaci „pasa” pomiędzy dwoma rowami. Jako warunki brzegowe



RYСУNEK 3. Układ poziomu wód gruntowych w przekroju poprzecznym w wybranych terminach

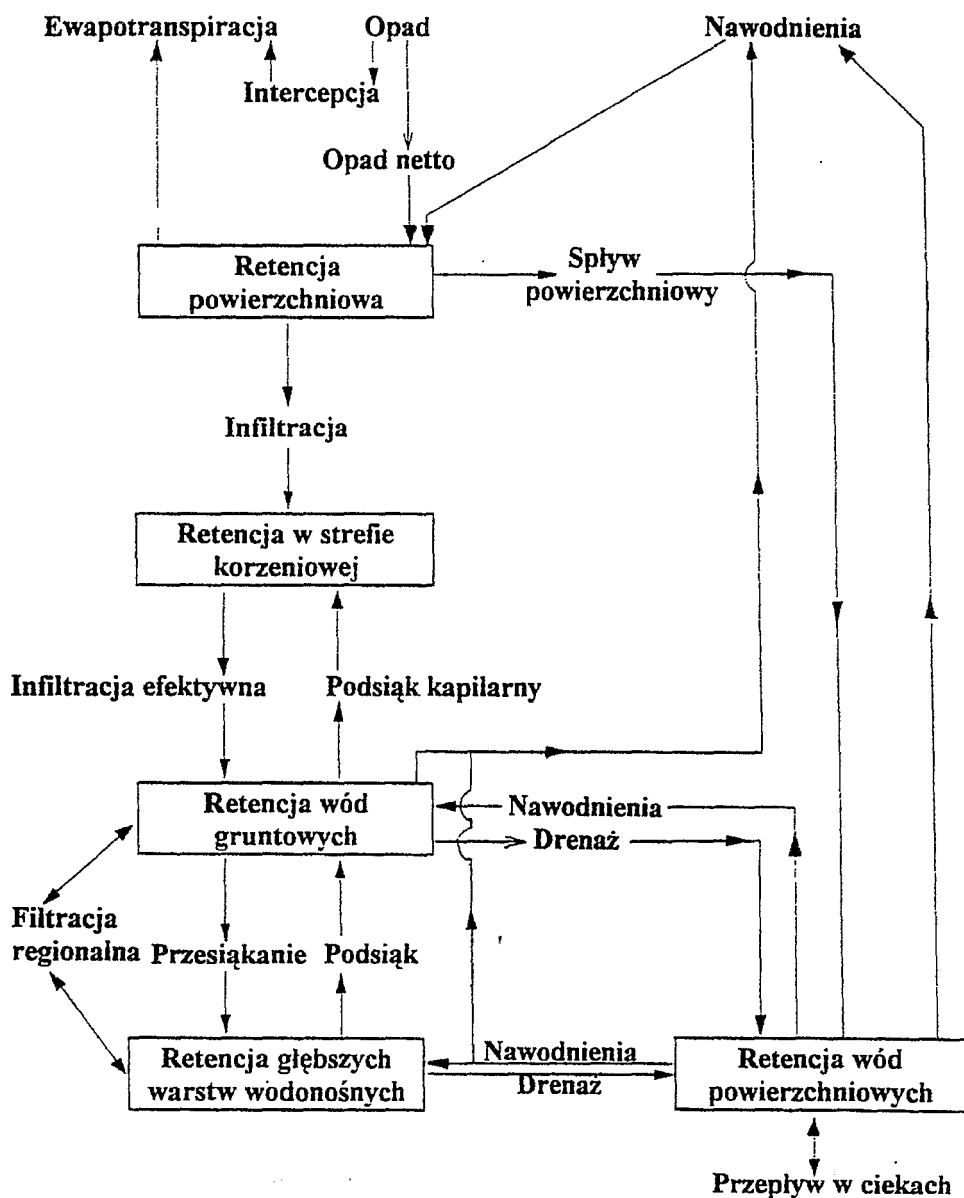
przyjęto: wzdłuż rowów zakładano zmienne lub stałe wysokości poziomów wody, a granice wydzielonego „pasa” traktowano jako nieprzepuszczalne. Oznacza to, że przepływ wody może odbywać się jedynie w kierunku rowu lub do środka łąnu.

Obliczenia prowadzono dla warunków klimatycznych 1994 roku, przyjmując wielkość opadów i parametry klimatyczne niezbędne do obliczeń ewapotranspiracji z pobliskiej stacji meteorologicznej. Ewapotranspirację obliczano wzorem Penmana z zastosowaniem współ-

czynników roślinnych (Szuniewicz i Chrzanowski 1993). Pozostałe warunki brzegowe przyjęto zgodnie z wykonanym rozpoznaniem glebowym i geologicznym.

Obliczenia wykonano dla 3 następujących wariantów:

- **Wariant I.** Przyjęto w obliczeniach, że zmiany poziomu wody w rowach są zgodne z wykonanymi pomiarami terenowymi. Wariant ten jest więc symulacją stanu, jaki miał miejsce w 1994 roku.



RYSUNEK 4. Algorytm programu numerycznego SIMGRO

- **Wariant II.** Założono, że zwierciadło wody w ciągu całego roku jest stałe i układa się w rowach średnio na głębokości 0,2 m poniżej powierzchni terenu. To znaczy na rzędnej 111,10 m w rowie R - 72 oraz 110,90 m w rowie R - 71.
- **Wariant III.** Założono, że poziom wody w rowach jest stały i układa się na głębokości około 0,6 m poniżej terenu. Przyjęto poziom wody w rowie R - 72 na rzędnej 110,70, a w rowie R - 71 na rzędnej 110,50.

Przy obliczeniach wariantu II i III zakładano, że przy zasilaniu rowów wodami gruntowymi (np. po opadach atmosferycznych) nadmiar wody swobodnie odpływa. W warunkach występowania zasilania wód gruntowych wodami powierzchniowymi następuje dopływ wody w ilości odpowiedniej do utrzymania zakładanego poziomu wody w obu rowach. Założono więc, że zasoby wodne są wystarczające do utrzymania przyjętego poziomu wody w rowie.

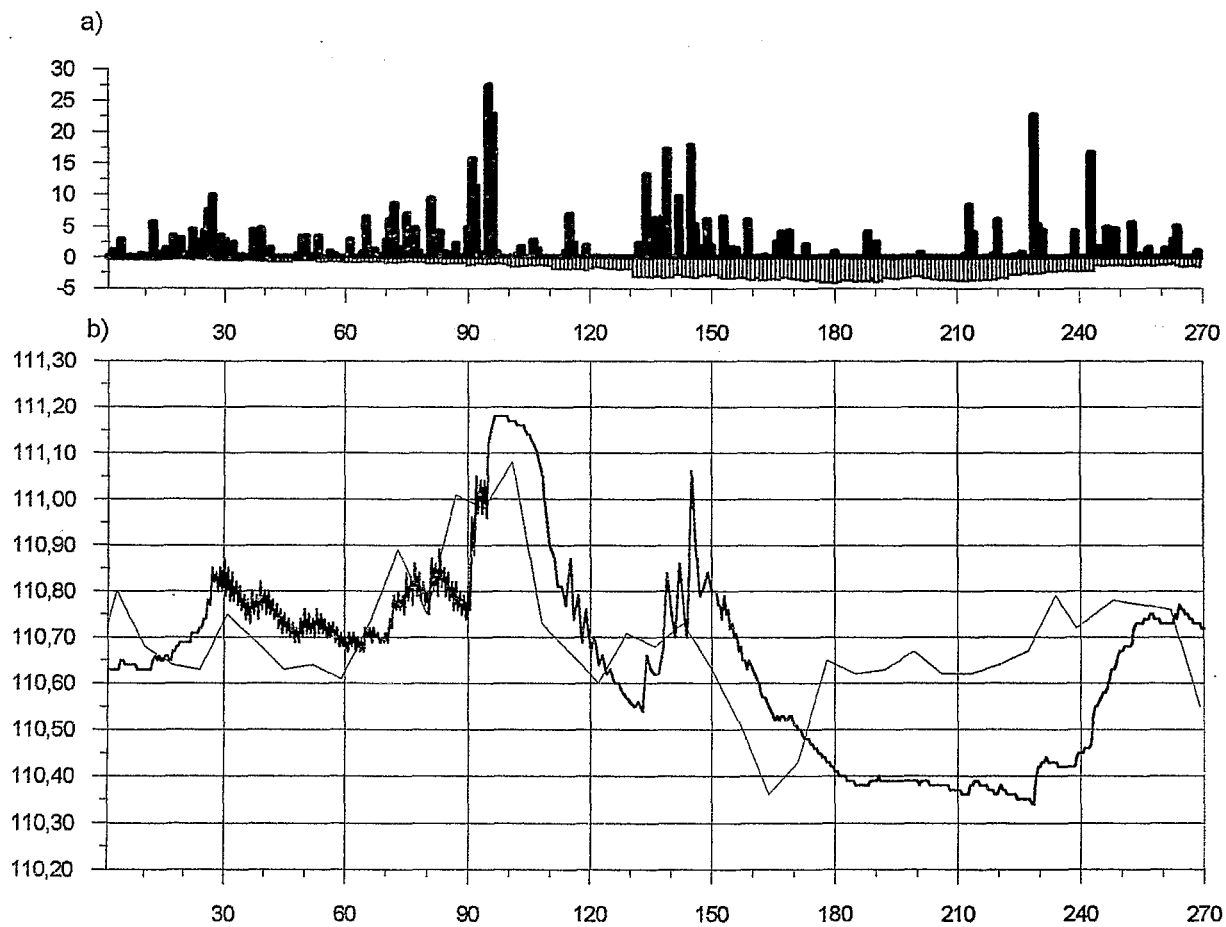
Wyniki obliczeń przedstawiono na rysunku 5 w postaci wykresu zmian położenia wód gruntowych w czasie, w środku łanu (piezometr 3). Wyniki obliczeń dla wariantu I są zbliżone do wyników z pomiarów terenowych. Sądzić więc należy, że pozostałe warianty oddają również prawidłową tendencję dynamiki wód gruntowych przy zmienionych poziomach wody w rowach. Zgodnie z przeprowadzonymi obliczeniami (wariant II) utrzymywanie wody w rowach bardzo wysoko, na stałym poziomie 0,2 m poniżej terenu nie spowodowało nadmiernego uwilgotnienia gleby. Głębokość minimalna położenia wód grunto-

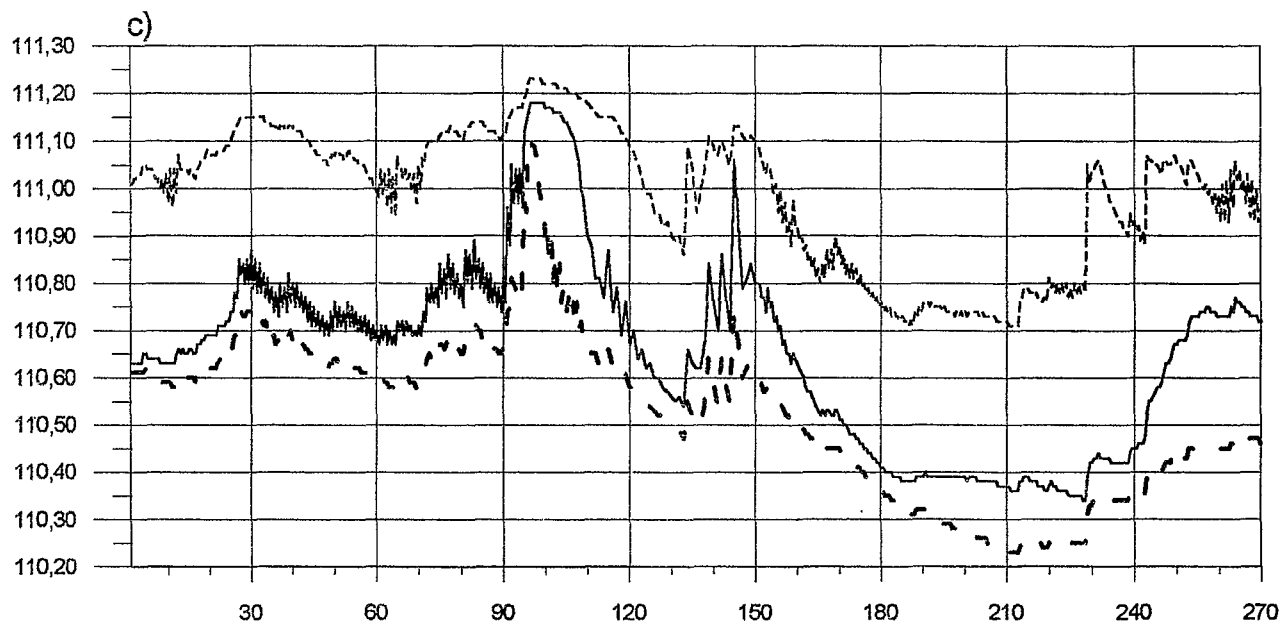
wych $h_1 = 0,2$ m została przekroczona jedynie na przełomie marca i kwietnia, co również miało miejsce w warunkach rzeczywistych (przy niższym poziomie wody w rowach). Opadanie wód gruntowych na większą głębokość następuje w okresie wegetacyjnym na skutek dużej ewapotranspiracji użytków zielonych. W czasie wegetacji obserwuje się wyraźne zasilanie profilu glebowego wodami filtrującymi z rowu, a poziom wody nie opada poniżej maksymalnego dopuszczalnego odwodnienia $h_3 = 0,5$ m.

Przy sztucznym utrzymywaniu wody w rowach w ciągu całego okresu wegetacyjnego na głębokości 0,6 m poniżej terenu (wariant III) zmienność poziomu wód gruntowych jest podobna do obserwowanego w 1994 r. przy prowadzeniu nawodnień podsiąkowych (wariant I oraz pomiary terenowe). Poziom wód gruntowych w piezometrze 3 (środek łanu) jest przy wariantcie I jedynie 10–15 cm wyższy od obserwowanego w wariantcie III. Świadczy to o stosunkowo małej efektywności prowadzonych nawodnień w obrębie badanej kwatery. Obliczenia wykazują, że dla zaspokojenia potrzeb wodnych roślin (niedopuszczenie do obniżenia wód gruntowych na kwaterze na głębokość większą od $h_3 = 0,5$ m) niezbędne jest utrzymywanie wyższego poziomu wody w rowach, a czas nawodnień przy istniejącej rozstawie rowów musi być znacznie dłuższy.

Podsumowanie

Przeprowadzone badania terenowe i obliczenia numeryczne wykazują, że stosowana na obiekcie metoda nawod-





RYSUNEK 5. Wyniki obliczeń numerycznych położenia wód: (piezometr nr 3), a – rozkład opadów i ewapotranspiracji, b – poziomy wód gruntowych pomierzone, c – poziomy wód gruntowych obliczone, 1 – pomiary terenowe, I, II, III – warianty obliczeniowe

nień podsiąkowych nie jest w pełni zadowalająca. Do utrzymania optymalnych warunków wilgotnościowych dla użytków zielonych niezbędne jest utrzymywanie wody w rowach przez dłuższy okres i na wyższym poziomie. Dla warunków geologicznych i glebowych występujących w tym rejonie dopuszczalne, a w okresach posusznych nawet pożądane, jest utrzymywanie wysokiego poziomu wody w sieci rowów w ciągu całego okresu wegetacyjnego. Obniżenie wody w rowach np. w okresie sianokosów powinno być możliwie krótkotrwałe. Utrzymywanie wody w rowach na stałym wysokim poziomie w okresie wegetacyjnym (np. 0,2–0,3 m poniżej powierzchni terenu) nie oznacza, że zwierciadło wód gruntowych na kwaterze również będzie stałe. Poziom wód gruntowych będzie podlegał wahaniom wynikającym z ewapotranspiracji i opadów.

Przy długotrwałej suszy i małej przepuszczalności gleby spadek zwierciadła wód gruntowych może być znaczny nawet przy wysokich stanach wody w rowie.

Nie zawsze utrzymywanie wysokiego poziomu wody w rowach jest możliwe na całym obiekcie ze względu na występujące deniwelacje terenu. W istniejących obniżeniach terenowych przy wysokich piętrzeniach na jazie mogą wystąpić objawy nadmiernego uwilgotnienia. W większości jednak przypadków bardziej wskazane jest okresowe utrzymywanie wody na wyższym poziomie, np. na głębokości mniejszej od 0,2 m niż dopuszczenie do szybkiego i nadmiernego obniżenia wód gruntowych. Nadmierne odwodnienie oprócz ujemnego wpły-

wu na plonowanie użytków zielonych powoduje pogorszenie bilansu wodnego zlewni, wystąpienie procesów mineralizacji i degradacji masy organicznej. Dlatego też utrzymywanie wysokich stanów wody na zmeliorowanych obiektach torfowych jest niezbędne zarówno z uwagi na utrzymanie wysokiej produktywności gleby torfowej, jak i z punktu widzenia potrzeb ochrony środowiska przyrodniczego.

Literatura

- JURCZUK S. i inni (1995): *Opracowanie zasad modelowego zarządzania eksploatacją zasobów wodnych na obiekcie Turośl*. IMUZ, Fałenty (maszynopis).
- MIODUSZEWSKI W. (1989): *Regulowanie zwierciadła wód gruntowych w dolinach małych rzek nizinnych*. Biblioteczka Wiadomości IMUZ nr 73.
- OSTROMECKI J. (1973): *Podstawy melioracji nawadniających*. Warszawa, PWN.
- QUERNER E.P. (1993): *Aquatic control within an integrated water management framework*. Wageningen.
- SZUNIEWICZ J., CHRZANOWSKI S. (1993): *Sezonowe współczynniki roślinne do wyliczenia ewapotranspiracji tąki trzykośnej na glebie torfowo-murszowej w rejonie Polski północno-wschodniej*. Wiadomości IMUZ, t. XVIII, z. 4.

Summary

The analysis of groundwater changes in the subirrigation system. The field experiments and numerical calculations of groundwater level in the subirrigation system in the river valley are presented. The scope of the work was to find the relationship between the target level of surface water and the level of groundwater. The study shows that becau-

se of the shortage of the water in this area it is necessary to close all weirs early in the spring. It is possible to keep the water level in ditches very high during the whole growing season without negative influence on the yield of grasses.

Authors' address

W. Mioduszewski, A. Ślesicka, S. Jurczuk
Institute Land Reclamation and Grassland
Farming, Falenty
05-090 Raszyn
Poland

M. AGOPSOWICZ, P. PIJARCZYK

Chair of Water Chemistry and Waste Treatment
Olsztyn University of Agriculture and Technology

Influence of solid waste dumped under wet conditions in Siedliska Landfill on water contamination in surrounding pools

Introduction.

In 1981 a municipal landfill was located on the premises of a brickyard in Siedliska near Elk. Geological examinations of the waste dump area (11) showed that the whole area was covered by a thick layer of boulder clay with local cavities filled with water sands. Influents of underground water and accumulation of rain water caused the appearance of four water reservoirs in clay excavations whose area was estimated at between about 1000 m² and 32 000 m² each.

From the beginning the exploitation of the landfill in Siedliska was carried out in the wrong way (16, 18). Water relationships were not stabilized and the wastes were stored in one of the clay excavations filled with water. The Center of Research and Monitoring of the Environment in Suwalki found that a large amount of surface water in the clay-pit where wastes were stored was contaminated as well as water in the nearby reservoirs. It was necessary to treat these waters. In

order to choose the right technology of treatment and design the size of the treatment plant it is necessary to obtain information about the amount and properties of treated sewage.

The problem of wastes storage in flooded (wet) conditions can be found in many old landfills in the country and in the recently built sites. Such a technique of wastes storage is risky as far as water pollution is concerned (1, 2). Recognition and estimation of the situation on the landfill in Siedliska may help in avoiding similar mistakes at other sites.

The aim of the research

The aim of the research was:

- estimation of the amount and degree of pollution of the water collected in clay-pits (clay excavations) being on the municipal landfill in Siedliska near Elk as the data necessary for designing the way of their neutralization.

- presentation of how improperly constructed and exploited landfills endanger the water environment situated close to this place.

Description of the site and methodology of the research

The description of the site. The area of the tested landfill constitutes the waste land – worked out clay excavations filled

with water and partly with municipal wastes. We can differentiate 3 reservoirs within the border of the fencing which were determined as „C”, „A” and „D” (fig.). Outside the fencing in the close neighbourhood of the landfill on the east side there is the fourth reservoir marked „B”. The names of the reservoirs used in the documents of the landfill site were also adopted for the purposes of this research.

The storage of the wastes was in the northern part of the landfill in reservoir

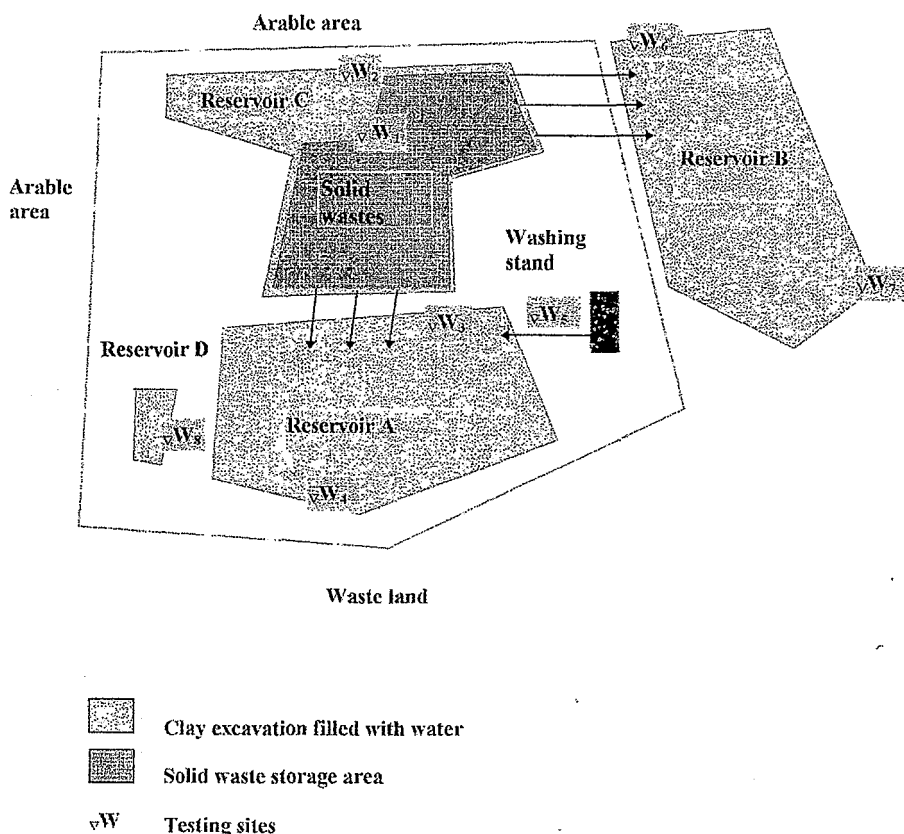


FIG. Distribution of testing sites for the estimation of the amount and degree of pollution of the water collected in clay excavations being on the MSW Landfill in Siedliska near Elk

„C” (fig.). The rest of the area comprises water reservoirs and land covered with grass. The landfill is equipped with a washing stand for waste trucks’ wheels and for washing waste containers. The area of the landfill is fenced with barbed wire, and the entrance is closed by a gate. There is no green isolation zone around the site.

Arable grounds in majority and meadows and pastures in minority surround the area of the landfill. There are no buildings where people live in the direct neighbourhood of the site (within 500 m). There are only the buildings of the brick yard there.

According to data of the Enterprise of Municipal Services in Elk about 800 000 m³ of municipal wastes from Elk and its administrative area were stored in the landfill over a period of 10 years. They occupy about 70% of reservoir „C”. The rest of the area is composed of water partly covered by floating wastes.

Wastes deposited in the reservoir force out water which is in it. It was observed that some water flows towards the east to reservoir „B”, and some towards the south, through a dyke, to reservoir „A” (fig.).

The only source of inflow of pollutants to reservoir „B” seems to be leachate from reservoir „C”.

Apart from the leachate from reservoir „C” to reservoir „A” the sewage from the washing stand of waste trucks’ wheels and containers gets there too.

No flow of contaminants to reservoir „D” was observed. Some pollutants can get there from the landfill by air.

Determination of morphometric parameters of water reservoirs. The estimation of the amount (volume) of water in the reservoirs situated on the Siedliska landfill was carried out by the comparison of archival topographic maps of the area and subsequently exploitation documentation of clay layers along with the present maps of the terrain.

Bathymetric examinations of the reservoirs were carried out too. The measurements were made in September 1992.

The mean depth of reservoirs „A”, „B” and „D” was calculated on the basis of bathymetric examinations. Cross-sections of the reservoirs and their mean depths were calculated on the basis of the obtained data.

The mean depth of reservoir „C” was calculated from the difference between map levels representing the bottom of the excavation before its exploitation as a landfill, and the map showing the present state of the landfill. Reservoir „C” was divided into two sections for calculation purposes:

- the part of the reservoir situated under the waste heap, where hydration was assumed to be about 30%.
- the remainder of the reservoir where waste hydration was assumed to be about 80%.

The area of the water reservoirs was calculated on the basis of measurements taken from the topographic map in the scale 1 : 500.

The volume of water collected in the reservoirs was calculated according to the formula:

$$V = A \times H_{av} \text{ [m}^3\text{]}$$

for reservoirs „A”, „B” and „D”

and

$$V = A \times H_{av} \times u \text{ [m}^3\text{]}$$

for reservoir „C”

where:

V – volume of water in a reservoir
[m³]

A – area of a reservoir [m²]

H_{av} – mean depth of a reservoir [m]

u – wastes hydration in reservoir „C”
[%]

Distribution of research sites for measurement of the degree of pollution. The distribution of the water sampling sites is presented in the figure. The sites were marked as W_1 – W_8 .

Reservoirs „C”, „B” and „A” have got 2 testing sites each. In reservoir „C” the site W_1 was situated in close proximity to the heap of newly stored wastes. The site W_2 was situated in the northern part of reservoir „C” at a distance of about 50 m from the wastes heap. In reservoir „B” the site W_6 was in the region of the water inflow from reservoir „C”, the second site W_7 was on the opposite side of the reservoir. In reservoir „A” the site W_3 was in the northern part of the reservoir, in the region of the inflow of pollutants from reservoir „C”. The second site W_4 was on the opposite side of the reservoir.

In further calculations it was assumed that average concentrations of pollutants in the reservoirs would be the arithmetic mean of concentrations from two sites in a given reservoir.

In reservoir „D” there was only one site W_8 , because reservoir „D” was much smaller than the other reservoirs. It was assumed that physico-chemical proper-

ties in a site were representative for water of the whole volume of the reservoir.

The site W_5 was below the outlet of the pipe carrying away sewage from the washing stand to reservoir „A”.

Determination of properties of water and sewage and loads of pollutants gathered in the reservoirs. The samples were taken twice: in September and October 1992. They were taken from the reservoirs at a depth of about 0,5 m under the surface of the water-level using a scoop. The sampling of sewage from the washing-stand was carried out at the outlet of a collector from the washing-stand to reservoir „A”.

Reaction, electrolytic conductivity, dissolved organic and mineral substances, chlorides, sulphates, COD, total nitrogen, nitrate nitrogen, ammonia nitrogen, total phosphorus, and phosphate phosphorus were determined in the water samples.

The loads of pollutants gathered in the water reservoirs were determined in two ways. Their values were calculated in kilograms of a kind of pollutant and also for better presentation they were recalculated for the loads of pollutants produced by person equivalent (pe) during 24 h (pe/d) and during the year (pe/a). Unit loads given by Cywiński and others were used for these calculations (6).

They are:

- dissolved substances – 100–120 g/pe d,
- organic dissolved substances – 50–60 g/pe d,
- total nitrogen – 12–13 g/pe d,
- COD (calculated as 1,43 BOD₅) – 60–70 g/pe d.

The amount of sewage produced by person equivalent within 24 h was calculated on the basis of the standards of water usage ($200 \text{ m}^3/\text{pe d}$) (17).

Results and conclusions.

Hydrometric measurements show (fig., tab. 1) that the water reservoirs take up a large area of the present landfill (reservoirs „C”, „A” and „D”) and the terrain designed for a future landfill (reservoir „B”). The total area of the water reservoirs is about 7,15 ha and it comprises about 111,6 thousand m^3 of water.

Reservoir „C”, where the wastes are stored, is the largest one as far as the area is concerned—about 3,18 ha. Its depth is on average 2,34 m (in the range 0,92–3,24 m) and about 33,6 thousand m^3 of water is collected in it. Reservoirs „B” and „A” have got the same area (about 1,77 and 2,10 ha) but their depth is different (reservoir „B” – 2,90 m, reservoir „A” – 1,19 m). And therefore the amount of collected water is different too (reservoir B – 51,5 thousand m^3 , reservoir „A” – 25,0 thousand m^3). Reservoir „D” is much smaller. Its area is 0,10 ha, depth 0,70–2,0 m (on average 1,50 m) and there is about 1,5 thousand m^3 of water in it.

The data presented in tables 7 and 8 show that the amounts of collected water in the four investigated reservoirs correspond to the amount of sewage let out within 24 h from about 558 thousand pe or produced within the period of one year by 1528 pe.

In reservoir „C” (fig.), where the wastes were stored, a very high degree of

water pollution was observed (tab. 2). This was proved by very high levels of electrolytic conductivity (on average $10,69 \text{ mS/cm}$ at W_1 site – close to the wastes heap and $4,41 \text{ mS/cm}$ at W_2 site – situated about 50 m from the wastes heap) and the amount of dissolved substances (on average $10\,106 \text{ mg/dm}^3$ for W_1 site and 4270 mg/dm^3 for W_2 site). These values exceed the values found in the municipal sewages (6) and they do not correspond to the previous standards for sewages carried away to the municipal sewage system (12). Mineral substances predominate among the dissolved substances (on average 87,3 % of TDS). It proves that the intensive biochemical changes take place in the wastes heap and in the leachate and it indicates the high degree of mineralization of organic substances. In the water of reservoir „C” there are relatively few chlorides ($87\text{--}200 \text{ mg/dm}^3$, on average 144 mg/dm^3) and sulphates ($34\text{--}107 \text{ mg/dm}^3$, on average 71 mg/dm^3). These concentrations correspond to the standards expected for clean surface waters (13). The COD of the analysed samples was rather high. In the W_1 sample at the wastes heap it was $1222 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, at W_2 site (50 m from the wastes heap) it was $532 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, and in reservoir „C” it was $877 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ on average. The values were lower than the ones given in literature for the majority of leachate of municipal landfill outflow (5, 10, 14). In the case of W_1 however they exceeded the accepted concentration of COD (valid in the past) in the sewages discharged to municipal sewage systems ($1000 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$) (12). In the water of reservoir „C” a high con-

TABLE 1. The results of hydrometric measurements of reservoirs „A”, „B”, „C” and „D” located on the MSW Landfill in Siedliska near Elk

No	Reservoir	Area [$\times 1000 \text{ m}^2$]	Depth [m]			Volume [$\times 1000 \text{ m}^3$]
			min.	max.	av.	
1.	„C”	31.8	0.92	3.24	2.34	33.6
2.	„B”	17.7	1.50	4.40	2.90	51.5
3.	„A”	21.0	0.30	2.90	1.19	25.0
4.	„D”	1.0	0.70	2.00	1.50	1.5
5.	Total	71.5				111.6

TABLE 2. The physico-chemical properties of the water collected in reservoir „C” located on the MSW Landfill in Siedliska near Elk

No	Physico-chemical properties	Unit	The research sites		
			W ₁	W ₂	av.
1.	Reaction	pH	7.46	7.65	7.55
2.	Electrolytic conductivity	mS/cm	10.69	4.41	7.55
3.	Total dissolved substances TDS	mg/dm ³	10 106	4 270	7 188
4.	Mineral dissolved substances	mg/dm ³	8 838	3 715	6 276
	% TDS		87.5	87.0	87.3
5.	Organic dissolved substances	mg/dm ³	1 268	556	912
	% TDS		12.5	13.0	12.8
6.	Chlorides	mg Cl ⁻ /dm ³	200	87	144
7.	Sulphates	mg SO ₄ ²⁻ /dm ³	107	34	71
8.	COD	mg O ₂ /dm ³	1 222	532	877
9.	Total nitrogen	mg N/dm ³	370	78	224
10.	Ammonia nitrogen	mg NH ₄ ⁺ /dm ³	343	93	218
11.	Nitrate nitrogen	mg NO ₃ ⁻ /dm ³	0.76	0.63	0.70
12.	Total phosphorus	mg P/dm ³	72	29	51
13.	Phosphate	mg PO ₄ ³⁻ /dm ³	23	17	20

centration of biogenic compounds was observed. The concentration of general nitrogen ranged from 78 to 343 mg/dm³ (on average 224 mg/dm³) and general phosphorus 29–72 mg/dm³ (on average 51 mg/dm³). These values were many tens of times greater than the standards accepted for surface waters.

The sewage carried from the washing-stand (W₅ site; fig.) was the additional source of contamination of reservoir „A” (tab. 5). This was acid sewage (pH 5.07), probably containing fatty

acids being semi-products of the decomposition of organic substances found in the municipal wastes. This supposition is proved by a very high COD (3018 mg O₂/dm³) and the relatively high proportion of dissolved organic substances in the total amount of dissolved substances (47% of TDS). This sewage was characterised by high conductivity (4.37 mS/cm) and total amount of dissolved substances (5917 mg/dm³). These values exceeded significantly the ones accepted for sewage carried off to sanitary sewage

systems (12). In the sewage from the washing-stand very high concentrations of biogenic compounds – total nitrogen (197 mg/dm^3) and total phosphorus (52 mg/dm^3) were found. There were relatively few chlorides (76 mg/dm^3) and sulphates (90 mg/dm^3) in this sewage. These concentrations correspond to the standards accepted for clean surface waters (13).

In reservoir „A” situated in the southern part of the landfill (fig.), higher values of pollution indexes than in reservoir „C” were observed (tab. 2, 4). Conductivity values were $11,83 \text{ mS/cm}$ at W_3 site and $12,29 \text{ mS/cm}$ at W_4 site (on average in reservoir „A” – $12,06 \text{ mS/cm}$). Dissolved substances were $12\,713 \text{ mg/dm}^3$ and $12\,773 \text{ mg/dm}^3$ respectively (on average $12\,743 \text{ mg/dm}^3$). These are mainly mineral substances (93% TDS) which means that organic pollutants from the wastes and the sewage carried away from the washing-stand (W_5) underwent significant mineralization. There were few chlorides (on average 271 mg/dm^3) and sulphates (87 mg/dm^3) in the waters of reservoirs „A” and „B” and in the sewage carried from the washing-stand. These concentrations correspond to the standards accepted for clean surface waters (9). The COD values were rather high although they were significantly lower than in the sewage carried off from the washing-stand. In the water taken from site W_3 the COD values were $1102 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ and at site W_4 $734 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ ($918 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ on average in reservoir „A”). The concentrations of total nitrogen (on average 46 mg/dm^3), ammonium nitrogen (on average 31 mg/dm^3), total phosphorus

($2,40 \text{ mg/dm}^3$) and phosphates (on average $0,60 \text{ mg/dm}^3$) were several times lower in reservoir „A” than in reservoir „C” and the sewage from the washing-stand (W_5). The higher degree of water pollution in reservoir „A” was probably caused by the inflow of very polluted sewage from the washing-stand. The reduction of biogenic compounds was probably caused by plants-reeds growing on a large area of the reservoir.

The water in reservoir „B” situated in the eastern part of the landfill was slightly polluted (fig.). The COD of the water taken at site W_6 was $301 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ on average and at site W_7 – $222 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tab. 3). They are indexes corresponding to the municipal wastes having low concentrations of pollution (6). The values of electrolytic conductivity and the amount of dissolved substances in the water of reservoir „B” were rather high (tab. 3) but they were several times lower than in the waters of reservoirs „C” and „A” (tab. 2 and 4). The samples taken at sites W_7 and W_8 had a conductivity of $2,78$ and $3,00 \text{ mS/cm}$, respectively ($2,89 \text{ mS/cm}$ on average in reservoir „B”), and total dissolved substances of 2677 and 2665 mg/dm^3 respectively. Mineral substances were the main pollutants in reservoir „B” (about 87,5% TDS). The concentration of nitrogen compounds was relatively low (total nitrogen – $19,2 \text{ mg/dm}^3$, ammonium nitrogen – $10,4 \text{ mg/dm}^3$ on average). It exceeded the standards accepted for clean surface waters a little (13). The amount of total phosphorus ($2,4 \text{ mg/dm}^3$ on the average) several times exceeded the above mentioned standards for clean water.

TABLE 3. The physico-chemical properties of the water collected in reservoir „B” located on the MSW Landfill in Siedliska near Elk

No	Physico-chemical properties	Unit	The research sites		
			W ₆	W ₇	av.
1.	Reaction	pH	7.88	7.94	7.91
2.	Electrolytic conductivity	mS/cm	2.78	3.00	2.89
3.	Total dissolved substances TDS	mg/dm ³	2677	2665	2671
4.	Mineral dissolved substances	mg/dm ³	2345	2322	2334
		% TDS	88.0	87.0	87.5
5.	Organic dissolved substances	mg/dm ³	332	344	338
		% TDS	12.0	13.0	12.5
6.	Chlorides	mg Cl ⁻ /dm ³	55	55	55
7.	Sulphates	mg SO ₄ ²⁻ /dm ³	9.3	8.9	9.1
8.	COD	mg O ₂ /dm ³	301	222	262
9.	Total nitrogen	mg N/dm ³	18.9	19.5	19.2
10.	Ammonia nitrogen	mg NH ₄ ⁺ /dm ³	9.8	10.9	10.4
11.	Nitrate nitrogen	mg NO ₃ ⁻ /dm ³	0.11	0.15	0.13
12.	Total phosphorus	mg P/dm ³	2.3	2.6	2.4
13.	Phosphate	mg PO ₄ ³⁻ /dm ³	0.42	0.47	0.45

TABLE 4. The physico-chemical properties of the water collected in reservoir „A” located on the MSW Landfill in Siedliska near Elk

No	Physico-chemical properties	Unit	The research sites		
			W ₃	W ₄	av.
1.	Reaction	pH	8.69	8.69	8.69
2.	Electrolytic conductivity	mS/cm	11.83	12.29	12.06
3.	Total dissolved substances TDS	mg/dm ³	12 713	12 773	12 743
4.	Mineral dissolved substances	mg/dm ³	11 843	11 936	11 890
		% TDS	93.0	93.0	93.0
5.	Organic dissolved substances	mg/dm ³	870	839	854
		% TDS	7.0	7.0	7.0
6.	Chlorides	mg Cl ⁻ /dm ³	269	272	271
7.	Sulphates	mg SO ₄ ²⁻ /dm ³	85	89	87
8.	COD	mg O ₂ /dm ³	1 102	734	918
9.	Total nitrogen	mg N/dm ³	49	43	46
10.	Ammonia nitrogen	mg NH ₄ ⁺ /dm ³	28	34	31
11.	Nitrate nitrogen	mg NO ₃ ⁻ /dm ³	0.30	0.23	0.27
12.	Total phosphorus	mg P/dm ³	2.60	2.20	2.40
13.	Phosphate	mg PO ₄ ³⁻ /dm ³	0.63	0.58	0.60

The water of a small reservoir – „D” – situated in the south-west part of the landfill (fig. – W₈ site) was polluted least of all. Most of the physico-chemical parameters determined in the water of this reservoir

(tab. 5) corresponded to the standards of inland surface waters of III class (13). Only the COD values (280 mg O₂/dm³) and total phosphorus (5.64 mg/dm³) did not correspond to the standards of water

TABLE 5. The physico-chemical properties of the water collected in reservoir „D” located on the MSW Landfill in Siedliska near Elk (site W₈) and sewage from the washing stand of waste trucks wheels and containers (site W₅)

No	Physico-chemical properties	Unit	The research sites	
			W ₈	W ₅
1.	Reaction	pH	8.54	5.07
2.	Electrolytic conductivity	mS/cm	0.60	4.37
3.	Total dissolved substances TDS	mg/dm ³	543	5 917
4.	Mineral dissolved substances	mg/dm ³	402	3 136
		% TDS	74.0	53.0
5.	Organic dissolved substances	mg/dm ³	142	2 781
		% TDS	26.0	47.0
6.	Chlorides	mg Cl ⁻ /dm ³	7	76
7.	Sulphates	mg SO ₄ ²⁻ /dm ³	19	90
8.	COD	mg O ₂ /dm ³	280	3 018
9.	Total nitrogen	mg N/dm ³	4.0	197.4
10.	Ammonia nitrogen	mg NH ₄ ⁺ /dm ³	0.0	–
11.	Nitrate nitrogen	mg NO ₃ ⁻ /dm ³	0.03	0.41
12.	Total phosphorus	mg P/dm ³	5.64	52.2
13.	Phosphate	mg PO ₄ ³⁻ /dm ³	0.25	36

purity. It cannot be stated what the source of this water pollution was.

The data presented in table 6 show that water in the landfill in Siedliska contains large amounts of pollutants. Totally there are about 700 Mg of dissolved substances mainly in the form of mineral salts (629 Mg). There are small amounts of chlorides (about 14,5 Mg) and sulphates (5 Mg) but large amounts of fertilizer substances (total nitrogen 9,7 Mg, total phosphorus 1,9 Mg). The pollutants contained in the water require 66 Mg of oxygen for their chemical oxidation. The majority of pollution can be found in the waters of reservoir „C”, „B” and „A”. Most of the kinds of pollutants are distributed relatively similarly in the three reservoirs: „C”, „B” and „A”. Attention should be paid to the fact that about 90% of the fertilizer compounds (total nitro-

gen and total phosphorus) are included in the water of reservoir „C”.

The water of reservoir „D” contains only a fraction of the total percentage of the pollution load and this constitutes only a marginal problem in the future reclamation works.

The presentation of the pollution loads in particular reservoirs of the landfills expressed in kilograms or megagrams (tab. 6) can be useful for designing water treatment systems. Tables 7 and 8 show the above loads recalculated for person equivalent. The data show that pollutants collected in surface waters within the area of the landfill in Siedliska are equivalent to the amount of pollutants produced during 24 h (tab. 7) by about 800 thousand pe in case of COD and total nitrogen, 6,3 mln pe in the case of the amount of dissolved substances and about 11,4

TABLE 6. Loads of pollutants gathered in reservoirs „A”, „B”, „C” and „D” on the MSW Landfill in Siedliska near Elk

No	Pollutant	Unit	Reservoir				Total
			„C”	„B”	„A”	„D”	
1.	Total dissolved substances	[kg]	241 517	137 289	318 575	869	698 250
2.	Mineral dissolved substances	[kg]	210 874	119 968	297 250	643	628 735
3.	Organic dissolved substances	[kg]	30 643	17 373	21 350	227	69 593
4.	Chlorides	[kg Cl ⁻]	4 838	2 827	6 775	11	14 451
5.	Sulphates	[kg SO ₄ ²⁻]	2 386	468	2 175	30	5 059
6.	COD	[kg O ₂]	29 467	13 469	22 950	448	66 334
7.	Total nitrogen	[kg]	7 526	987	1 150	6	9 669
8.	Ammonia nitrogen	[kg NH ₄ ⁺]	7 325	535	775	0	8 635
9.	Nitrate nitrogen	[kg NO ₃ ⁻]	24	7	7	0	38
10.	Total phosphorus	[kg]	1 714	123	60	9	1 906
11.	Phosphate	[kg PO ₄ ³⁻]	672	23	15	0	710

TABLE 7. Volume of water and loads of pollutants gathered in the water reservoirs on the MSW Landfill in Siedliska near Elk determined as loads of pollutants produced by person equivalent during 24 hours (pe/d)

No	Pollutant	Volume of water and load of pollutant [pe/d]				
		„C”	„B”	„A”	„D”	Total
1.	Volume of water	168 000	257 000	125 000	8 000	558 000
2.	Total dissolved subst.	2 195 609	1 248 081	2 896 136	7 900	6 347 726
3.	Mineral dissolved subst.	3 834 072	2 181 236	5 404 545	11 691	11 431 544
4.	Organic dissolved subst.	557 145	315 872	388 182	4 127	1 265 326
5.	COD	342 640	156 616	266 860	5 209	771 325
6.	Total nitrogen	627 167	82 250	95 833	500	805 750

mln pe in the case of dissolved mineral substances. Correspondingly, they are equivalent to the amount of pollution produced within a year (tab. 8) from about 2,2 thousand pe in the case of COD and total nitrogen, 17,4 thousand pe in the case of the amount of dissolved substances and about 31,3 thousand pe in the case of dissolved mineral substances.

The above data show that the pollution loads are very high and they require a lot of financial and material investment to be removed. These costs will not be lower than the expenditure which would be necessary to construct a sewage-treat-

ment plant for a town of several or even tens of thousands of inhabitants.

The physico-chemical properties of the water collected in the region of the landfill in Siedliska show that they are mineralized to a large extent. There is a lack of organic compounds which could otherwise be decomposed. Large amounts of fertilizer compounds (nitrogen and phosphorus) and small concentrations of chlorides and sulphates let us assume that the utilization of plants for water purification could be advantageous (10).

TABLE 8. Volume of water and loads of pollutants gathered in the water reservoirs on the MSW Landfill in Siedliska near Elk determined as loads of pollutants produced by person equivalent during a year (pe/a)

No	Pollutant	Volume of water and load of pollutant [pe/a]				
		„C”	„B”	„A”	„D”	Total
1.	Volume of water	460	704	342	22	1 528
2.	Total dissolved subst.	6 015	3 419	7 935	22	17 391
3.	Mineral dissolved subst.	10 504	5 976	14 807	32	31 319
4.	Organic dissolved subst.	1 526	865	1 064	11	3 466
5.	COD	939	429	731	14	2 113
6.	Total nitrogen	1 718	225	263	1	2 207

Summing up, it can be stated that conventional methods of sewage treatment will not be useful in treating the water from the landfill in Siedliska (4, 9). The methods of agricultural usage of the sewage can be useful (3, 7, 8, 15).

Conclusions.

1. The storage of wastes in flooding (wet) conditions causes the pollution of water which is in the contact with wastes. There are many dissolved substances in leachate, generally mineral ones (about 80%), many nitrogen compounds (mainly ammonium) and phosphorus. There were small amounts of chlorides and sulphates in the leachates from the landfill in Siedliska, which is not typical for municipal landfills.

2. The sewage from washing trucks' wheels and containers is highly polluted, they exceed significantly (the admittedly out of date) standards of sewage discharged into the municipal sewage system. Their reaction is acid. Organic substances comprise about 50% of the content of the dissolved substances. COD is very

high as well as the amounts of biogenic compounds – nitrogen and phosphorus compounds. There were small amounts of chlorides and sulphates as in the leachate from the wastes. The sewage, after being introduced into surface waters, causes their significant pollution.

3. The storage of municipal wastes in flooding conditions, without regulating the water relationship of the dump, may cause serious consequences in the surrounding water environments. In the neighbourhood of the landfill in Siedliska, after 10 years of improper storage of wastes, the waters in the reservoirs were more polluted than average municipal sewage. The pollution load collected in them was equal to the pollution load produced during 24 h by a few million inhabitants or produced during a year by several thousand or even tens of thousands of inhabitants.

4. The physico-chemical properties of the waters polluted by waste show that conventional methods will not be suitable for their treatment. These properties suggest that agricultural methods of sewage utilization could be useful. The application of such methods should be preceded by technological research.

Literature.

1. AGOPSOWICZ M. 1988: *Zastosowanie odpadów komunalnych do rekultywacji nieużytków*. Acta Acad. Agricult. Tech. Olst., Aquarum et Piscatoria, 16; 103–112.
2. AGOPSOWICZ M. 1991: *Contamination of ground water near landfills in Poland and possibilities for protecting it using plants*. Ecological Engineering for Wastewater Treatment. Proceedings of the International Conference, March 24–28, 1991 Stensund Folk College, Sweden.
3. AGOPSOWICZ M. 1994: *Badania przydatności wierzb (Salix) do unieszkodliwiania odcieków z wysypisk komunalnych*. Mater. V Polskiego Kongresu Oczyszczania Miast. Szczecin 19–21 września 1994 r.; 1–16.
4. BOYLE W., HAM R. 1974: *Biological treatability of landfill leachate*. J.W.P.C.F 5: 860–872.
5. CHRISTENSEN T., COSU R., STEGMANN R. 1989: *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Academic Press, London.
6. CYWIŃSKI B. 1983: *Oczyszczanie ścieków I; Oczyszczanie mechaniczne i chemiczne*. Arkady, Warszawa.
7. Dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach wprowadzanych do urządzeń kanalizacyjnych, stanowiących własność Państwa. Dziennik Ustaw nr 42, poz. 248 z 1987 r.
8. ETTALA M. 1988: *Short-rotation tree plantations at Sanitary landfills*. Waste Management and Research 6; 291–302.
9. JOHANSSON P. 1988: *Factors affecting biological phosphorus removal*. Department of Environmental Engineering Lund Institute of Technology. University of Lund.
10. KEMPA E. 1983: *Gospodarka odpadami miejskimi*. Arkady, Warszawa.
11. Projekt, Wysypisko śmieci miasta i gminy Ełk – część ogólna. 1981, BPBK, Białystok.
12. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, 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. Dziennik Ustaw nr 116, poz. 503 z 1991 r.
13. SZPADT R. 1980: *Gospodarka odciekami z wysypisk odpadów komunalnych*. II Krajo-

wa Konferencja na temat „Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych”. Politechnika Białostocka, Białystok.

14. Wieczorek D. 1978: *Badania nad efektywnością pobierania biogenów – azotu i fosforu przez rośliny naczyniowe ze ścieków biologicznie oczyszczonych*. Mater. Seminarium Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej; 238–252.
15. Wytyczne programowania i projektowania wysypisk sanitarnych. IKŚ-MAGTOŚ, Warszawa 1974, 1979.
16. Zarządzenie nr 7 Ministra Gospodarki Przestrzennej i Budownictwa z dnia 21 czerwca 1989 r. w sprawie przeciętnych norm zużycia wody. Dziennik Urzędowy Ministerstwa Gospodarki Przestrzennej i Budownictwa z dnia 30 czerwca 1989 r. (nr 1, poz. 3).
17. Zbiór zaleceń do programowania, projektowania i eksploatacji wysypisk odpadów komunalnych. MGPIB, Warszawa 1993.

Streszczenie

Wpływ odpadów komunalnych składowanych w warunkach podtopienia na wysypisku w Siedlcach k. Ełku na poziom zanieczyszczenia wody. W pracy badano wpływ wysypiska zlokalizowanego w Siedlcach k. Ełku na środowisko wodne terenów przyległych. Określono ilości i stopień zanieczyszczenia wód zgromadzonych w wyrobiskach jako dane niezbędne do zaprojektowania sposobu ich unieszkodliwienia.

Wykazano, że składowanie odpadów przez ponad 10 lat spowodowało zanieczyszczenie ponad 110 tys. m³ wód. Stwierdzono, że we wszystkich wodach na terenie wysypiska znajduje się 700 mg substancji rozpuszczonych, w tym 629 mg w postaci mineralnej (ok. 80%). Średnie stężenie zanieczyszczeń wód zbiornika, w którym składowano odpady, wyrażone wskaźnikiem ChZT wyniosło średnio 877 mg O₂/dm³. Stwierdzono także dużą zawartość związków biogenych w badanych wodach.

Zgromadzone odcieki nie są podatne na oczyszczanie biologiczne. Zasugerowano przydatność unieszkodliwiania tych wód przez rośliny – trzciny i wierzby.

Adres autorów

M. Agopsowicz, P. Pijarczyk
Katedra Chemii i Technologii Wody i Ścieków
Akademia Rolniczo-Techniczna w Olsztynie
10-957 Olsztyn-Kortowo, bl. 22a
Poland

Ocena efektywności semiperiodycznej oczyszczalni ścieków dla Państwowego Domu Pomocy Społecznej w Zakrzewie

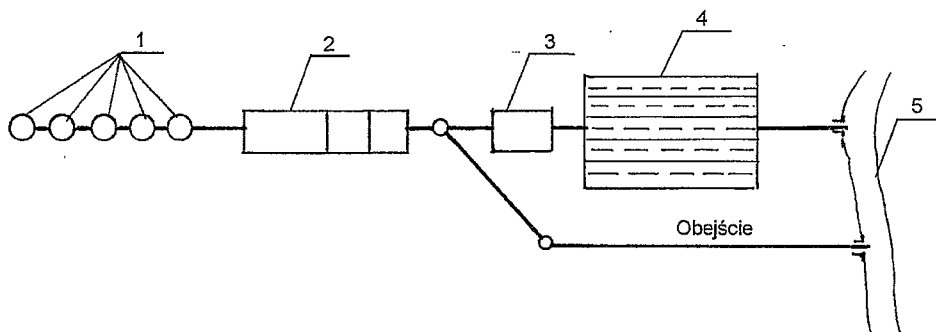
Wstęp

W PDPS w Zakrzewie wybudowana oczyszczalnia (rys. 1) nie uzyskała zakładanych parametrów. Oczyszczalnia ta w związku z tym została zmodernizowana (Rogiński, Wichowski 1995). Modernizacja polegała na przerobieniu trzykomorowego dołu gnilnego na układ semiperiodyczny (WPRI Hydrocentrum). W układzie tym druga i trzecia komora osadnika stanowią bioreaktory, natomiast w pierwszej zlokalizowano

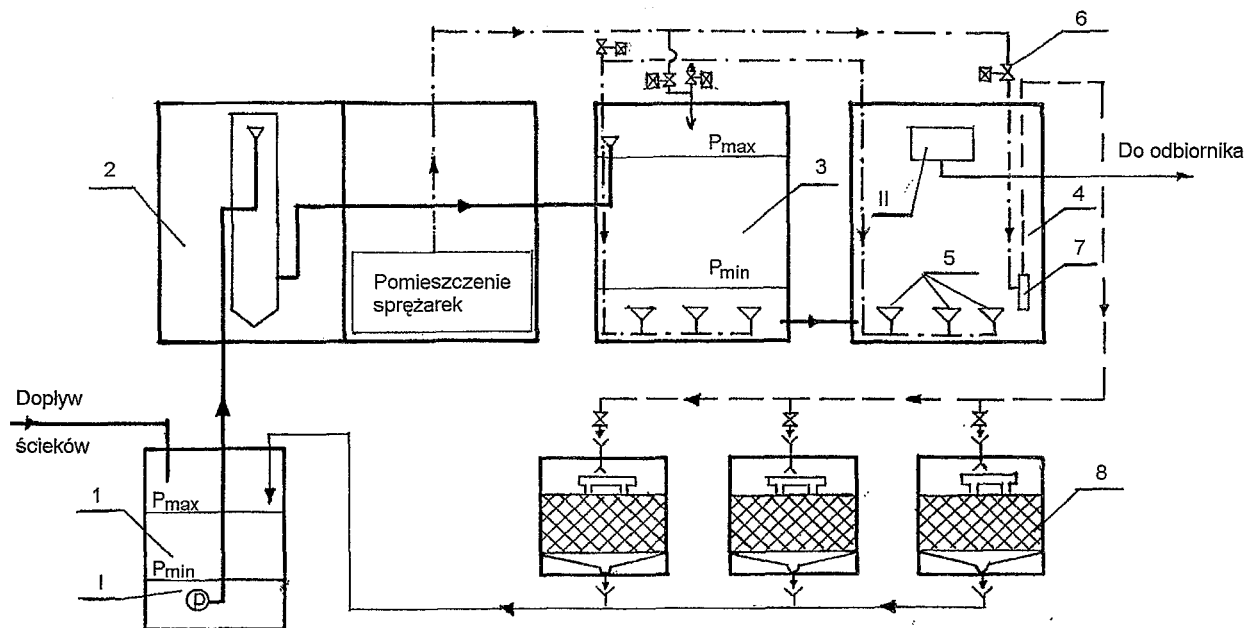
syfon i sprężarki. Istniejący pięciokomorowy osadnik gnilny, zbiornik typu Sebiofikon oraz pole filtracyjne pozostawiono.

Zasada działania oczyszczalni

Surowe ścieki dopływają do pompowni ścieków 1 (rys. 2), skąd są przetwarzane do komory syfonowej 2. Następnie są one doprowadzone do wielofunkcyjnego reaktora osadu czynnego w celu



RYСУNEK 1. Schemat oczyszczalni ścieków dla PDPS w Zakrzewie: 1 – pięciokomorowy osadnik, 2 – trzykomorowy osadnik gnilny, 3 – reaktor typu Sebiofikon, 4 – pole filtracyjne, 5 – ciek wodny



RYSUNEK 2. Schemat technologiczny semiperiodycznej oczyszczalni ścieków: 1 – pompa ścieków, 2 – komora syfonowa, 3 – komora ciśnieniowa, 4 – komora bezciśnieniowa, 5 – dysze napowietrzające, 6 – zawory elektromagnetyczne, 7 – pompa powietrzna, 8 – filtr kompostowy – I i II miejsce poboru próbek

biologicznego oczyszczania. Dopływające ścieki trafiają najpierw do komory ciśnieniowej 3, następnie przepływają otworami przepływowymi do komory bezciśnieniowej 4. Równocześnie rurkami napowietrzającymi 5 sprężone powietrze wtłaczane jest do komory ciśnieniowej i bezciśnieniowej. Tłoczone powietrze dostarcza tlen niezbędny do aktywności metabolicznej biomasy oraz zapewnia odpowiednie mieszanie do utrzymania kłacek osadu czynnego w postaci zawiesiny równomiernie wypełniającej reaktor. Napowietrzanie odbywa się cyklicznie, do czasu, gdy ścieki w komorze bezciśnieniowej osiągną odpowiedni poziom (P_{maks}), zostaje wówczas wstrzymany dopływ sprężonego powietrza do reaktora i rozpoczyna się cykl sedymentacji. Po upływie czasu przewidzianego na sedymentację rozpoczyna się cykl spustu, którego celem jest odprowadzenie ścieków oczyszczonych do odbiornika. Trwa on do momentu, gdy poziom ścieków w komorze ciśnieniowej obniży się do P_{min} . W tym czasie włącza się pompa powietrzna 7 i wypycha osad nadmierny do filtru kompostowego. Po zakończeniu spustu w reaktorze automatycznie rozpoczyna się kolejny cykl napowietrzania. Długości poszczególnych cykli pracy reaktora mogą być zmieniane w dostosowaniu do potrzeb wynikłych w trakcie eksploatacji oczyszczalni. Standardowe czasy trwania poszczególnych cykli pracy reaktora są następujące:

- pierwsze napowietrzanie 1h
- przerwa w napowietrzaniu 0,5 h
- kolejne napowietrzania 1 h

- sedymentacja 0,5 h
- spust oczyszczonych ścieków 0,1 h
- spust osadu nadmiernego 1 min.

W oczyszczalni tej biologiczne oczyszczanie ścieków odbywa się w reaktorze osadu czynnego o działaniu semiperiodycznym.

Opisana zasada działania reaktora wymaga, aby w reaktorze następowały cyklicznie jedna po drugiej trzy fazy:

1) faza napowietrzania – podczas której ładunek BZT₅ ulega utlenieniu i nityfikacji

2) faza sedymentacji – podczas której ulega dalszemu utlenieniu ładunek BZT₅, w warunkach anoksycznych odbywa się klarowanie ścieków na drodze sedymentacji w nieruchomym strumieniu cieczy, symultaniczna redukcja azotanów w procesie denitryfikacji;

3) faza dekantacji – podczas której ulega dalszemu utlenianiu ładunek BZT₅ w warunkach anoksycznych; odbywa się klarowanie ścieków na drodze sedymentacji w ruchomym strumieniu cieczy, symultaniczna redukcja azotanów w procesie denitryfikacji oraz automatyczna dekantacja oczyszczonych klarownych ścieków.

Koniec fazy dekantacji jest jednocześnie początkiem kolejnego cyklu oczyszczania rozpoczynającego się fazą napowietrzania. Zmineralizowany dzięki długiemu napowietrzaniu nadmierny osad pompowany jest okresowo na filtr osadu 8. Odciek z filtru jest recykulowany do oczyszczalni, natomiast złożone filtracyjne jest okresowo wymieniane i układane na przysmę kompostową.

Material i metody badań

Przyczyny niesprawnej pracy biologicznej oczyszczalni ścieków ustala się za pomocą badań wykonywanych w skali produkcyjnej. Prowadzenie doświadczeń, podobnie jak w laboratorium z małą ilością ścieków jest niemożliwe z powodu dużej bezwładności komór aeracji. Badania przeprowadzono więc w skali technicznej w eksploatowanej oczyszczalni w Zakrzewie. Badaniami objęto ścieki surowe i ścieki oczyszczone. Próby pobierano: surowe z przepompowni (pkt I), a oczyszczone z koryta odpływowego (pkt II). Punkty poboru próbek uwidoczniiono na rysunku 2. Przeprowadzone badania dostarczyły danych pozwalających na ocenę semiperiodycznej oczyszczalni. Badania fizykochemiczne ścieków wykonano zgodnie z normami krajowymi, a oznaczenia fizykochemiczne wykonano metodami opartymi na obowiązujących normach oraz metodami instrumentalnymi przy użyciu odpowiednich urządzeń (CUGW). Badania fizykochemiczne prowadzono jednocześnie z badaniami prędkości osiadania osadu w ściekach w leju Imhoffa. W artykule podano średnie wartości z obliczeń statystycznych. Tematem rozważań była również możliwość rolniczego wykorzystania powstających w trakcie oczyszczania osadów.

Wyniki badań

Wyniki przeprowadzonych badań laboratoryjnych i technicznych wykazały, że obniżenie wartości zanieczyszczeń w ściekach jest znaczne (tab.). Świadczy to o wysokiej sprawności bioreaktorów.

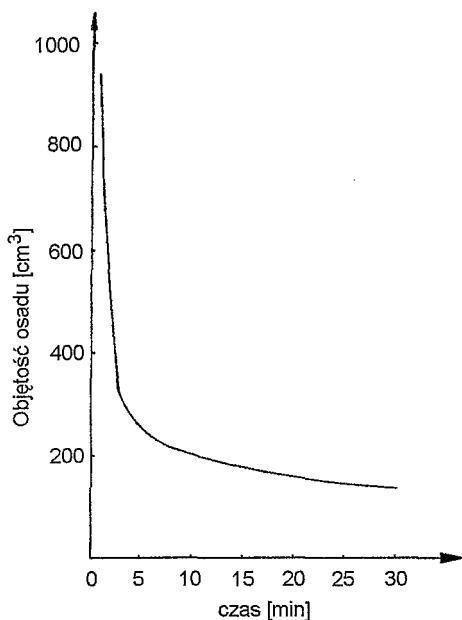
Analiza prędkości osiadania osadu (rys. 3) wykazała, że stopień zmineralizowania osadu jest znaczny. Wynika to z długiego czasu napowietrzania ścieków w bioreaktorach. Przeprowadzone badania mikroskopowe wykazały, że osad jest bardzo aktywny. Świadczy o tym obecność licznych mikroorganizmów (Kańska i in. 1996). W osadzie odnotowano występowanie bakterii typu *Zooglea ramigera*, występują również wrotki (*rotatoria*), orzęski (*ciliata*), a także nieznaczna ilość wiciowców (*euglena viridis*). W osadzie nie wykryto nicieni (*nematoda*), bakterii typu *Coli* oraz jaj helmintów. Osad ten po odwodnieniu na filtrze kompostowym może więc być wykorzystany do nawożenia pól.

Podsumowanie

Oczyszczalnia przed modernizacją pracowała nieefektywnie. Sprawność jej nie przekraczała przy redukcji BZT₅ 30%, a zawiesiny 60%. W trakcie eksploatacji bioreaktor Sebiofikon i poletko filtracyjne uległo całkowitej kolmatacji (Rogiński 1993). Ścieki po przejściu przez osadnik gnilny odpływały do odbiornika obejściem (rys. 1). Po przeprowadzeniu modernizacji oczyszczanie w komorach semiperiodycznych powodowało wysoki efekt, pozwalający na bezpośrednie odprowadzenie ich do odbiornika. (DU, Zarządzenie nr 116). Nie ma zatem konieczności renowacji i ponownego wykorzystania zbiornika typu Sebiofikon oraz pola filtracyjnego. Semiperiodyczna praca bioreaktorów zabezpiecza przed wypływaniem osadów do odbiornika.

TABELA. Charakterystyka jakościowa ścieków surowych i oczyszczonych dla oczyszczalni w PDPS w Zakrzewie

Badana cecha próby	Jednostka	Ścieki		zakres zmian, wart. średnia		Redukcja (%)
		surowe	oczyszczone			
Temperatura powietrza	°C	13–20	16	13–20	16	•
Odczyn	pH	7,5–7,7	7,6	7,6	7,6	•
CHZT-CR	mg O ₂ /dm ³	470–540	504	23,1–53,2	28,2	94
CHZT-MN	mgO ₂ /dm ³	–	–	10,9–20,0	14,1	–
BZT ₅	mgO ₂ /dm ³	412–426	420	24,5–12,5	14,8	96
Zawiesina ogólna	mg/dm ³	370–400	390	12,0–25,0	16,0	96
Detergent anionowy	mg/dm ³	–	–	0,008–0,018	0,011	–



RYSUNEK 3. Krzywa osiadania osadu w leju Imhoffa

Materiały reklamowe WPRI „Hydrocentrum”, Warszawa.

ROGIŃSKI W. 1993: *Ocena technologiczna oczyszczalni Sebiofikon*. Przegląd Techniki Rolniczej i Leśnej nr 4.

ROGIŃSKI W., WICHOWSKI P. 1995: *Projekt modernizacji oczyszczalni ścieków dla PDPS w Zakrzewie*. SGGW, Warszawa.

Summary

Efficiency assessment of the semiperiodical waste water treatment plant for the Social Service House in Zakrzewie. The article presents a principle of operation and efficiency assessment of a small biological waste water treatment plant. Reduction degree of contamination key factors was estimated due to series of tests carried out in 1996. The results prove high efficiency of the plant. The purified wastes fulfill norms and can be supplied directly to flowing water.

Literatura

Diennik Ustaw, Zarządzenie nr 116 poz. 503 z dnia 5. 11. 1991 r.

KAŃSKA Z. i in 1996: *Ćwiczenia laboratoryjne z biologii sanitarnej*. Oficyna Wyd. PW, Warszawa.

Authors' address

W. Rogiński, P. Wichowski
Warsaw Agricultural University
02–787 Warszawa
ul. Nowoursynowska 166
Poland



Badania modelowe nawodnień wgłębnych z wykorzystaniem miernika TDR

Wstęp

Za pomocą mikronawodnień kształtuje się w strefie korzeniowej warunki rozwoju roślin. Istotne są tu takie czynniki jak: właściwe uwilgotnienie gleby, warunki pokarmowe, poziom zasolenia oraz rodzaj i ilość organizmów glebowych. Charakterystyczną cechą mikronawodnień jest bardzo oszczędne wykorzystanie wody, nawozów i energii koniecznej do dostarczenia ich roślinom. Mikronawodnienia obejmują różne systemy nawadniające, wśród których wyróżnić można nawodnienia wgłębne, kropłowe i mikrodeszczownie. Specyfiką nawodnień wgłębnych jest możliwość dostarczania wody lub roztworów nawozowych bezpośrednio pod powierzchnię terenu do strefy korzeniowej roślin. Taki sposób nawadniania ogranicza straty wody na parowanie z powierzchni roślin i gleby oraz zapobiega niekorzystnemu procesowi zaskorupiania się jej powierzchni. Przy nawadnianiu wgłębnym doprowadzenie nawozów w sąsiedztwo korzeni zwiększa efektywność ich wykorzystania i pozwala na uniknięcie strat

spowodowanych splukiwaniem w czasie opadów.

W nawodnieniach wgłębnych poziom uwilgotnienia gleby oraz zawartości w niej soli pokarmowych regulować można przez zmianę wielkości dawek polewowych lub częstotliwości ich podawania. Ta możliwość elastycznego dostosowywania systemu technicznego do aktualnych potrzeb wodnych i pokarmowych roślin jest dużą zaletą tego rodzaju nawodnień. Oprócz technologii nawadniania o stopniu i zasięgu zwilżania gleby decyduje wiele czynników, w tym głównie właściwości fizykowodne gleb. Określenie zasięgu i przebiegu zmian zawartości soli pokarmowych oraz uwilgotnienia gleby wokół przewodów nawadniających stanowi jedno z kluczowych zagadnień przy projektowaniu systemu nawadniającego. Proces przepływu roztworu nawozowego w przypowierzchniowej strefie nienasyconej jest zjawiskiem bardzo złożonym, gdyż zachodzą tu wzajemnie sprzężone procesy fizykochemiczne i biologiczne. Dlatego też dopiero stosunkowo niedawno pojawiły się prace przedstawiające teoretycz-

ne rozwiązania tego zagadnienia. W przypadku nawodnień wgłębnych nie opracowano jednak jeszcze w pełni zweryfikowanego modelu matematycznego do prognozowania migracji roztworów nawozowych, a w szczególności roztworów azotowych. Dotychczasowe badania eksperymentalne wykonywano za pomocą stosunkowo mało dokładnej aparatury pomiarowej (Marcilonek 1956, Pierzgałski 1992). Ponadto dotyczyły one jedynie uwilgotnienia gleby. Dlatego też w celu zebrania wstępnego rozpoznawczego materiału dla empirycznego stwierdzenia możliwości i efektywności podpowierzchniowego nawożenia wykonano badania modelowe na modelu gruntowym poddając jednocześnie analizie możliwość zastosowania w nich miernika TDR. Uzyskane wyniki będą pomocne do planowanych przyszłych prac nad weryfikacją rozwiązań teoretycznych.

Pomiary wilgotności i zasolenia gleby z zastosowaniem techniki reflektometrii czasowej (TDR)

Mimo iż możliwość zastosowania zasilanej impulsowo napięcia symetrycznej linii transmisyjnej do określania przenikalności elektrycznej gleby wykazana została stosunkowo wcześniej (Malicki 1993 za Kirkschetherem), to pierwsza udana próba wykorzystania miernika TDR do pomiaru wilgotności gleby na podstawie pomiaru jej przenikalności elektrycznej miała miejsce na początku lat 70. (Davisa i Chudobiaka). Cytowane

przez Malickiego (1993) pozytywne rezultaty podobnych badań podjętych przez innych badaczy (Dasberga i Daltona, Malickiego i Skieruchę, Toppa i Davisa) spowodowały gwałtowny wzrost zainteresowania wykorzystaniem TDR do pomiaru wilgotności gleb.

Jako reflektometr do badań laboratoryjnych stosowano oscyloskop próbujący z wkładką TDR, natomiast do pomiarów w polu stosowano i nadal stosuje się przenośny tester kabli, oryginalnie przeznaczony do lokalizacji i określania charakteru uszkodzeń linii transmisyjnych. Pierwszy polowy jak i laboratoryjny miernik TDR, oryginalnie przeznaczony do jednoczesnego pomiaru elektrycznej przenikalności i konduktywności oraz temperatury gleby, został opracowany i wykonany przez Malickiego i Skieruchę w Instytucie Agrofizyki PAN w Lublinie. Zastosowana przez nich metoda pomiaru nie wymaga specyficznej kalibracji dla poszczególnych gleb.

Pomiar wilgotności gleby. Wilgotność objętościowa gleby (Θ) obliczana jest z jej stałej dielektrycznej (ϵ), na podstawie wcześniejszej, empirycznej kalibracji. Wielkość stałej dielektrycznej wyznaczana jest na podstawie pomiaru prędkości przemieszczania się w glebie impulsu elektromagnetycznego (V), z zależności:

$$\epsilon = \left(\frac{c}{V} \right)^2$$

gdzie:

c – prędkość światła w próżni

Źródłem fal elektromagnetycznych w mierniku jest generator impulsu szpilkowego, połączony przewodem z oscyloskopem oraz zainstalowanym w glebie czujnikiem. Czujnik pomiarowy zbudowany jest z dwu nieizolowanych, równoległych prętów. Sferę czułości czujnika wyznacza opisany na jego prętach walec wysokości równej długości prętów i średnicy ok. trzykrotnie większej od ich wzajemnej odległości.

Gwałtowna zmiana napięcia generatora rozwija impuls elektromagnetyczny, który biegnie przewodem do czujnika, osiąga jego początek w chwili t_1 i dalej już w glebie, gdzie w chwili t_2 osiąga koniec czujnika. Na połączeniu czujnika z przewodem występuje nieciągłość elektrycznej impedancji systemu (impedancja czujnika i przewodu są różne). Dlatego w chwili t_1 część energii impulsu odbija się i wraca do generatora. Pozostały impuls przebiega dalej, wzdłuż prętów zainstalowanych w glebie. Impuls ten osiąga koniec czujnika w chwili t_2 , na skutek nieciągłości impedancji w tym punkcie, odbija się i powraca do generatora.

Im większa jest wilgotność gleby, tym większa jest wartość jej stałej dielektrycznej i odpowiednio mniejsza prędkość przemieszczania impulsu w glebie oraz konsekwentnie dłuższy odcinek czasu $t = t_2 - t_1$, dzielący odbicia impulsu od początku i końca czujnika. Mierząc czas t oraz znając długość prętów czujnika L można wyliczyć współczynnik załamania fal elektromagnetycznych ϵ , a następnie liniowo z nim związaną wilgotność objętościową gleby Θ :

$$\sqrt{\epsilon} = \frac{c}{2L} t$$

$$\Theta = f(\sqrt{\epsilon})$$

Pomiar zasolenia gleby. Na podstawie technologii TDR zmierzyć można, posługując się tym samym miernikiem, elektryczną konduktywność gleby (σ), która odzwierciedla jej zasolenie.

Pochodzący z generatora impuls napięcia elektrycznego U_{in} , który wchodzi do gleby wzdłuż czujnika, jest w momencie jej opuszczania stłumiony do poziomu U_{out} . Stosunek tych dwu amplitud wyznacza elektryczną konduktywność gleby:

$$\sigma = \frac{1}{120L\pi} \ln \left(\frac{U_{in}}{U_{out}} \right) \sqrt{\epsilon}$$

Zasolenie gleby wyznacza się na podstawie wyników jednoczesnych pomiarów elektrycznej konduktywności gleby (σ) i jej stałej dielektrycznej (ϵ). Miarą bezwzględnego zasolenia gleby (σ_w) jest konduktywność obecnego w glebie elektrolitu, określana z zależności:

$$\sigma_w = \frac{\sigma - 0,08}{(\epsilon - 6,2)(0,0570 + 0,0000710\sigma)}$$

gdzie:

σ – zawartość frakcji piasku

Opis modelu i systemu pomiarowego. Badania modelowe mające na celu określenie skuteczności działania nawodnień wglębnych w warunkach labo-

ratoryjnych rozpoczęto od przygotowania modelu. W pierwszej kolejności przygotowano konstrukcję skrzyniową o wymiarach: szerokość 1 m, wysokość 1,10 m, grubość 0,2 m. Skrzynię napełniono glebą z poletka doświadczalnego Katedry Kształtowania Środowiska i Melioracji SGGW.

Gleba na poletku na poszczególnych poziomach jest dość jednorodna. Powierzchniową warstwę profilu glebowego tworzy glina lekka pylasta zalegająca na piasku gliniastym lekkim. Właściwości fizykowodne gleb scharakteryzowano w tabeli 1.

Przenoszenie profilu glebowego do skrzyni modelu przeprowadzono w ten sposób, aby w miarę możliwości jego stan końcowy był zbliżony do warunków naturalnych. W tym celu glebę na poletku zdejmowano warstwami, które w odwrotnej kolejności przenoszono do tworzonego modelu, zagęszczając mechanicznie kolejne warstwy o miąższościach ok. 5 cm. Jednocześnie w trakcie wypełniania skrzyni na bieżąco kontrolowano stopień zagęszczenia gleby i porówny-

wano go ze stanem naturalnym. Usypywanie gruntu przzerwano na głębokości 0,45 m poniżej planowanej powierzchni, aby zainstalować na niej dwa zaadaptowane do nawodnień wgłębnych emitery typu NAAN-TIF o natężeniu wypływu $2,1 \text{ dm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ w rozstawie 0,68 m. Emitery połączono przewodami z laboratoryjną pompą dozującą typu Unipan PMP 341, mającą za zadanie zasilanie systemu nawadniającego. W trakcie usypywania gruntu ponad emiterami umieszczono pionowo trzy paski z włókniny filtracyjnej szerokości 3 cm i długości 30 cm każdy, przy czym każdy z nich wyprowadzony został ponad powierzchnię gleby w modelu. Zadaniem tak umieszczonej włókniny miała być próba odwzorowania poboru wody przez korzenie roślin. Po wykonaniu modelu profilu glebowego przystąpiono do modelowania warunków atmosferycznych. Dopływ energii słonecznej do powierzchni gleby zasymulowano, używając do tego celu dwu promienników ciepła (250 W każdy), pod którymi umieszczono przesłonę z kalki technicznej mającą za zadanie za-

TABELA 1. Właściwości fizykowodne gleby na poletku doświadczalnym

Głębokość [cm]	Gęstość fazy stałej [g · cm ⁻³]	Gęstość gleby suchej [g · cm ⁻³]	Porowatość [%]	Współczyn- nik filtracji [m /d] ⁻¹	Polowa poj. wodna [%]	Typ gleby
0–10	2,50	1,36	45,6	1,82	32,0	glina lekka pylasta
20–25	2,50	1,37	45,2	1,17	22,4	glina lekka pylasta
40–45	2,34	1,62	30,1	0,68	24,8	piasek gliniasty lekki
70–75	2,27	1,42	37,4	0,40	25,6	piasek gliniasty lekki

pewnić równomierność naświetlania powierzchni.

Zaprojektowany system pomiarowy składał się z dwu niezależnych części

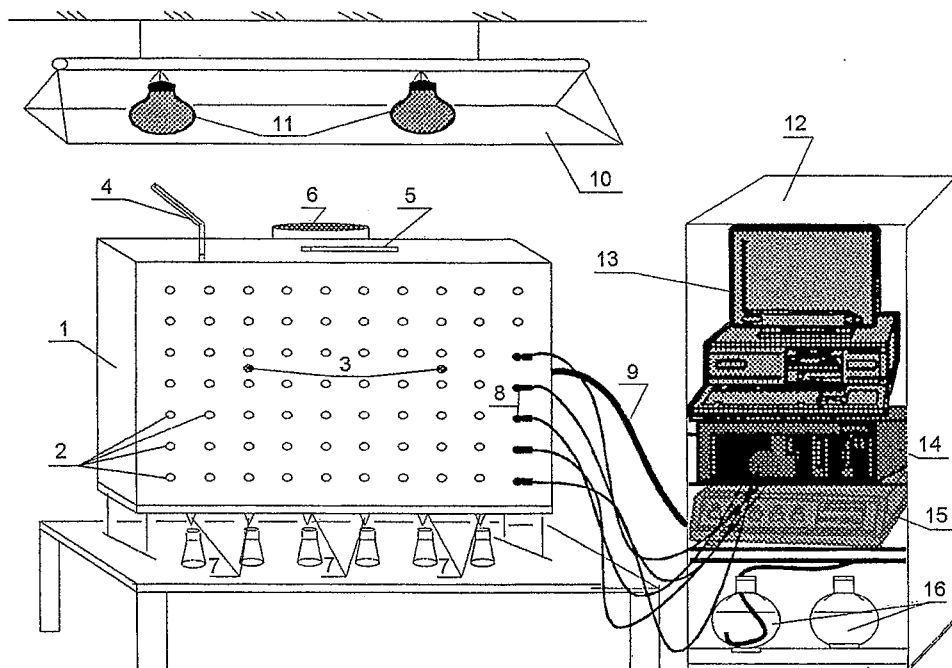
1) zestawu do pomiaru warunków środowiska eksperymentu:

- termometr do pomiaru temperatury powietrza przy powierzchni gleby,
- termometr do pomiaru temperatury gleby na głębokości 20 cm,
- ewaporometr Wilda;

2) zestawu urządzeń do pomiaru wielkości zasolenia i uwilgotnienia w profilu glebowym:

- LOM / mpts – laboratoryjny miernik uwilgotnienia i zasolenia gleby wykorzystujący do pomiaru technikę reflektometrii czasowej (TDR),
- zestaw 5 elektrod pomiarowych połączonych bezpośrednio z miernikiem,
- komputer PC 286 służący do sterowania pomiarami oraz rejestracji ich wyników w trakcie doświadczenia.

Po zestawieniu konstrukcji modelu (rys.1) przystąpiono do realizacji eksperymentu.

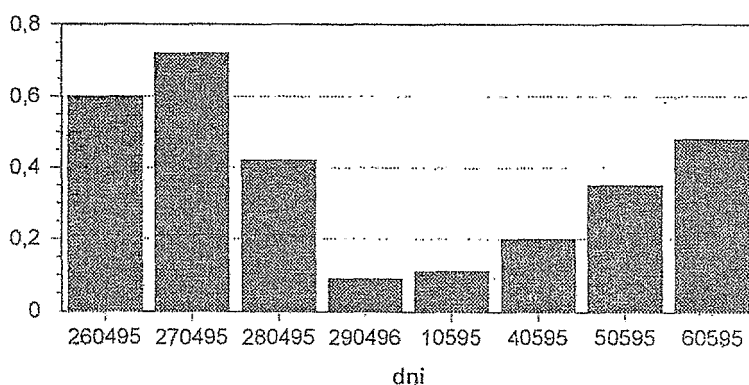


RYSUNEK 1. Schemat konstrukcji modelu gruntowego wraz z systemem pomiarowym: 1 – skrzynia modelu gruntowego, 2 – punkty pomiarowe, 3 – emiterzy nawadniające, 4 – termometr gruntowy, 5 – termometr powierzchniowy, 6 – ewaporometr Wilda, 7 – odcieki z modelu, 8 – elektrody TDR w punktach pomiarowych, 9 – przewód zasilający emiterzy, 10 – ekran rozpraszający promieniowanie ciepłe, 11 – promienniki ciepła, 12 – szafa laboratoryjna, 13 – komputer sterująco-rejestrujący, 14 – miernik TDR, 15 – pompa dozująca, 16 – roztwór KNO_3

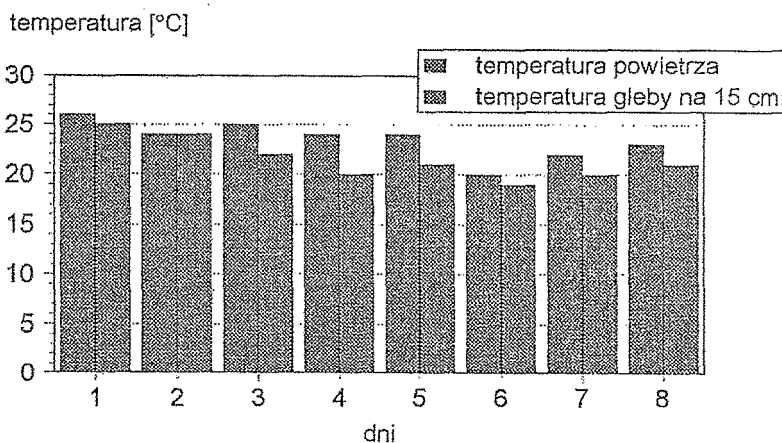
Cel i przebieg badań

Celem eksperymentu była ocena możliwości wykorzystania miernika TDR do rejestracji dynamiki uwilgotnienia i zasolenia dwuwymiarowego profilu gruntowego w trakcie trwania cyklu nawodnieniowo-nawożeniowego realizowanego za pomocą nawodnień wgłębnych. Modelowane warunki atmosfery-

czne, w których przeprowadzono doświadczenie, starano się dopasować do naturalnego, zmiennego w okresie doby dopływu energii słonecznej do powierzchni gleby. Warunki te osiągnięto przez ustalenie ośmiogodzinnych, regularnych cykli naświetlań modelu gruntowego promiennikami ciepła. Prowadzone w trakcie doświadczenia pomiary ewaporacji (rys. 2) oraz temperatury powietrza



RYSUNEK 2. Przebieg zmian ewaporacji w trakcie trwania doświadczenia



RYSUNEK 3. Przebieg zmian temperatury powietrza i gleby (na głębokości 15 cm) w trakcie trwania doświadczenia

i gleby (rys. 3) pozwoliły na określenie rzeczywistego przebiegu warunków badań.

Zmiany uwilgotnienia i zasolenia mierzono cyklicznie w przygotowanych uprzednio w modelu punktach pomiarowych. Właściwe pomiary poprzedzono cyklem pomiarów próbnych (testujących) służących określeniu stopnia dokładności uzyskiwanych wyników w trakcie realizacji doświadczenia. W tym celu wykonano po trzy pomiary aktualnych wielkości wilgotności i zasolenia w każdym z punktów pomiarowych modelu, przy odstępie czasowym pomiędzy kolejnymi pomiarami wynoszącym 2 minuty. Analiza uzyskanych wyników pomiarów wykazała, iż różnice między zarejestrowanymi wielkościami wahały się w przedziale 0–0,8 % i były mniejsze od gwarantowanej przez producenta wielkości maksymalnego błędu pomiaru wynoszącej $\pm 2\%$. Dlatego też ze względów technicznych, oraz aby wyeliminować ewentualne błędy grube, ograniczono liczbę pomiarów wykonanych w jednym punkcie do dwóch, oddzielonych dwuminutowym odstępem czasowym. Ponieważ w trakcie eksperymentu dysponowano jedynie pięcioma elektrodami, zaistniała konieczność zrezygnowania z ciągłej, płynnej rejestracji wyników pomiarów na rzecz pomiarów wykonywanych cyklicznie, przemieszczając elektrody do kolejnych punktów pomiarowych.

W trakcie trwania eksperymentu wykonano trzykrotnie nawodnienie połączone z nawożeniem zgodnie z harmonogramem przedstawionym w tabeli 2. Cykle pomiarowe (po 70 punktów pomiarowych w każdym), skorelowano z kolej-

TABELA 2. Harmonogram realizacji eksperymentu

Lp.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Czas od rozpoczęcia eksperymentu	0	1,54	20,59	30,09	49,08	50,06	56,29	57,23	75,53	77,78	79,48	80,46	130,34	131,29	239,59	241,29	241,44	242,39
Data	26.04.95	27.04.95		28.04.95	28.04.94	28.04.95	28.04.95	28.04.95	28.04.95	29.04.95	01.05.95	05.05.95	05.05.95	05.05.95	05.05.95	05.05.95	05.05.95	05.05.95
Dawka roztworu nawozowego [dm ³]			2,0				0,70								0,60			
Wykonany pomiar wilgotności i zasolenia	1			2				3		4		5					6	

nymi nawodnieniami i nawożeniami, przy czym średni czas trwania jednego cyklu wynosił 55 minut. W trakcie trwania doświadczenia wykonano 6 cykli pomiarowych.

Liczba cykli pomiarowych w trakcie trwania doświadczenia ograniczona została do 6, aby zminimalizować błędy pomiaru wynikające z postępującego w miarę kolejnych przemieszczeń elektrod rozluźnienia gleby w punktach pomiarowych i związanego z nim zmniejszania się kontaktu elektrody z fazą stałą gleby. Wyniki uzyskanych pomiarów gromadzone były automatycznie w pamięci komputera jako zbiory danych. Zarejestrowane w trakcie doświadczenia zbiory danych z wynikami pomiarów zawierały:

- datę i dokładny czas wykonania pomiaru
- wilgotność gleby w danym punkcie [%]
- stopień zasolenia gleby w punkcie pomiarowym [S\m]

Po zakończeniu doświadczenia uzyskane wyniki przekształcono za pomocą komputera z postaci nie powiązanych ze sobą danych liczbowych do zintegrowanej postaci graficznej. Przekształcenie uzyskanych wyników do postaci graficznej pozwoliło na prezentację za pomocą map izolinii aktualnego w momencie pomiaru rozkładu uwilgotnienia i zasolenia w modelowym profilu gruntowym.

Wyniki badań

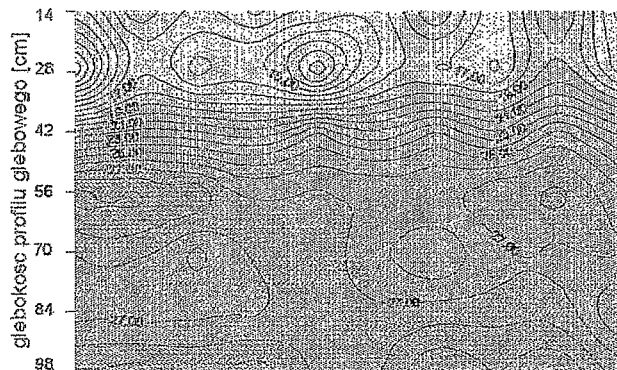
Na rysunku 4 (1–12) przedstawiono uzyskane wyniki badań nad przepływem wody i roztworu nawozowego w przekroju osi rurociągu.

Gleba w modelu swymi parametrami i układem warstw zbliżona była do naturalnego profilu na polu badawczym, dlatego uzyskane w postaci przebiegu izolinii wyniki cechuje pewna nieregularność. Wskazują one, że przy zastosowanej technologii małych i częstych dawek nie wystąpił odciek do dolnych warstw gleby, który uznaje się za główną wadę nawodnień wgłębnich prowadzącą do dużych strat wody, a także przy podawaniu roztworów nawozowych do niebezpieczeństwa zanieczyszczenia wód gruntowych.

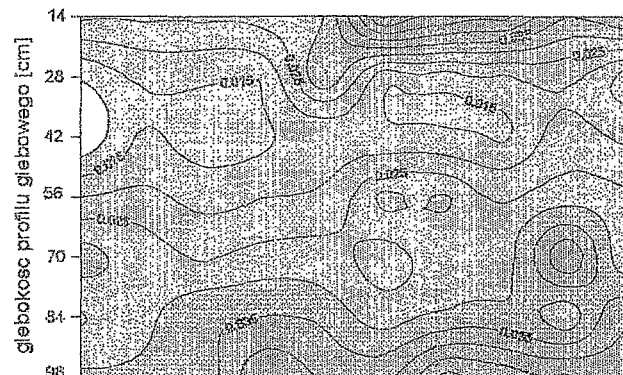
W trakcie eksperymentu najlepsze warunki wodne i pokarmowe uzyskano na głębokości od 0,3 do 0,6 m od powierzchni modelowego profilu glebowego. Warstwa ta odpowiada strefie celowego zwilżania dla większości roślin ogrodniczych. Nie zaobserwowano zmian uwilgotnienia i zasolenia w powierzchniowej warstwie gleby (0–0,15 m), co potwierdza zalety nawodnień wgłębnich odnośnie znacznego ograniczenia strat wody na parowanie.

Analiza uzyskanych eksperymentalnie wyników pozwala na stwierdzenie, że zaproponowaną metodykę doświadczenia uznać należy za prawidłową i zgodną z celem badań. Minimalizacja czasu wykonania pojedynczego pomiaru wraz z jego nie niszczącym charakterem są czynnikami pozwalającymi na zastosowanie miernika TDR do badań nad dynamiką przemieszczania zarówno wody, jak i roztworu nawozowego w profilu glebowym. Wyniki uzyskane potwierdziły wcześniejsze badania modelowe (Pierzgalski 1992, Kałka 1992). Model gruntowy z automatycznym systemem

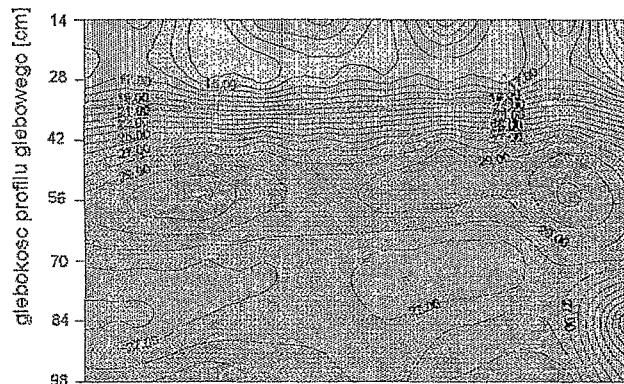
uwilgotnienie profilu glebowego [%], 26.04.95, czas: 0+0h



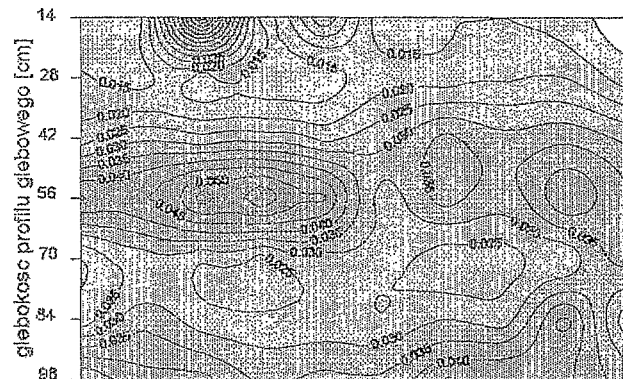
zasolenie profilu glebowego [S/m], 26.04.95, czas: 0+0h



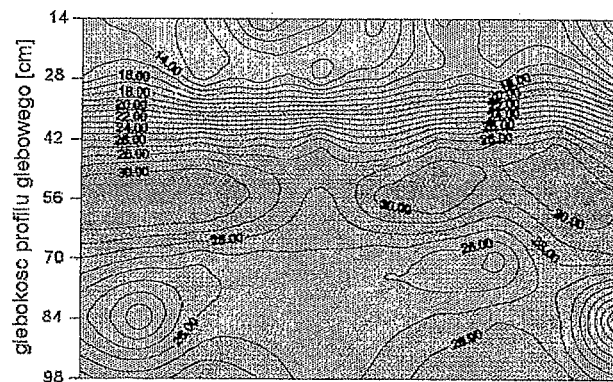
uwilgotnienie profilu glebowego [%], 28.04.95, czas 0+50.06h



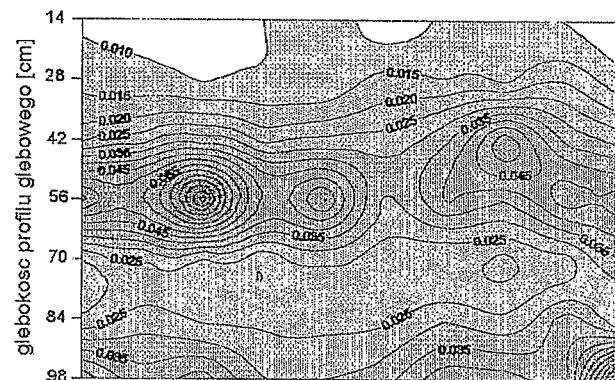
zasolenie profilu glebowego [S/m], 28.04.95, czas: 0+50.06h



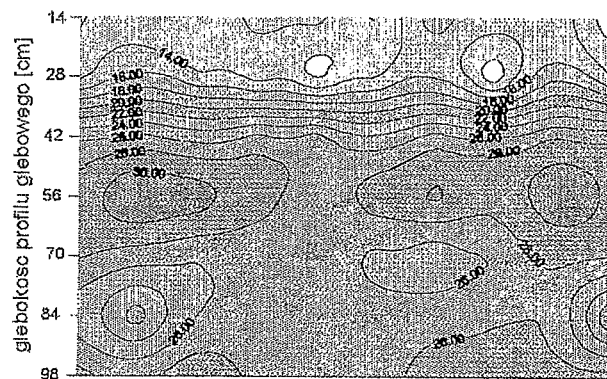
uwilgotnienie profilu glebowego [%], 29.04.95, czas: 0+80.46h



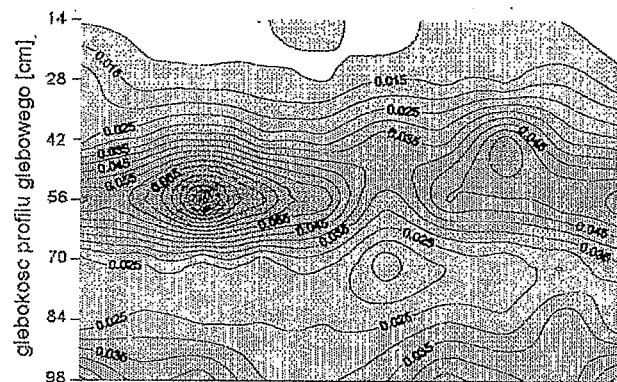
zasolenie profilu glebowego [S/m], 29.04.95, czas: 0+80.46h

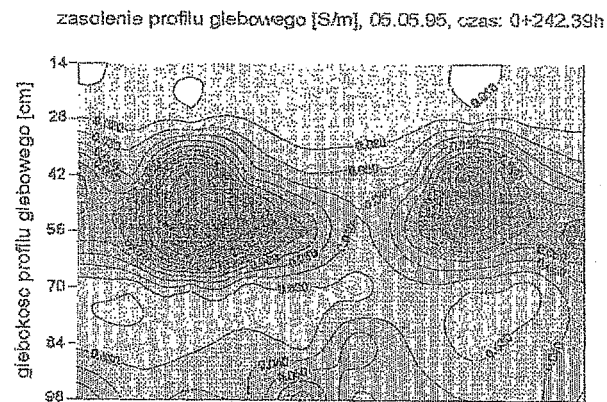
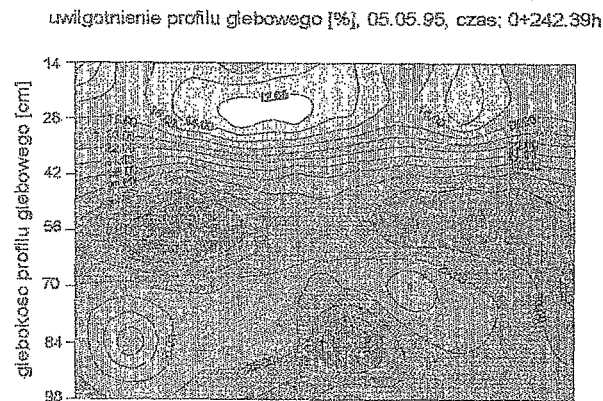
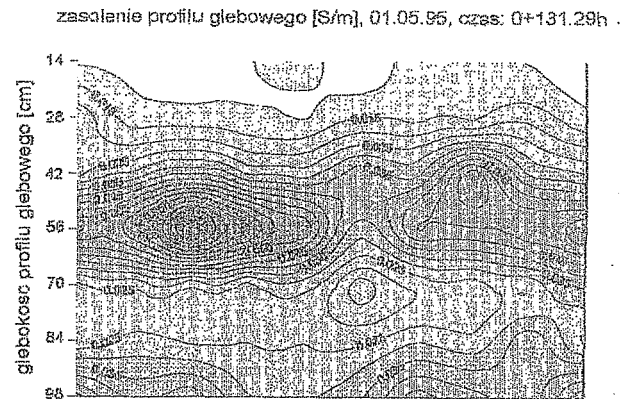
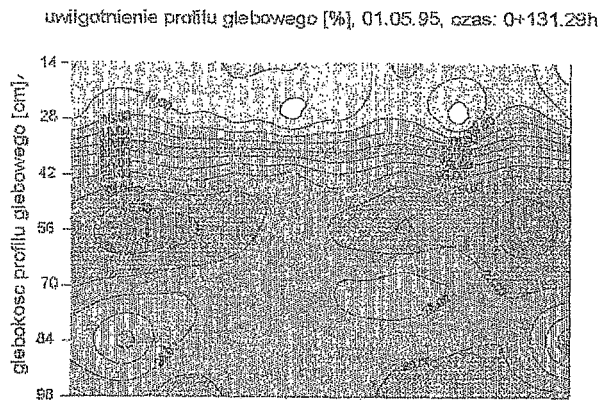


uwilgotnienie profilu glebowego [%], 01.05.95, czas: 0+131.29h



zasolenie profilu glebowego [S/m], 01.05.95, czas: 0+131.29h





RYSUNEK 4 (1-12). Zmienność rozkładu uwilgotnienia i zasolenia w modelowym profilu glebowym w trakcie trwania eksperymentu

)

pomiarowym opartym na zastosowaniu miernika LOMmpts wykorzystującego do pomiarów technikę TDR (Time Domain Reflectometry) umożliwia modelowanie i obserwację procesów przepływu wody i roztworów nawozowych przy nawodnieniach wgłębnych z wysoką dokładnością niezbędną do weryfikacji modeli matematycznych.

Wnioski

1. Zastosowanie miernika TDR pozwala na automatyzację i dużą dokładność badań na modelach gruntowych.
2. Opracowany system gromadzenia danych oraz ich przetwarzania do postaci graficznej umożliwia pełną kontrolę i analizę przebiegu eksperymentu.

3. Wstępne wyniki badań wskazują na możliwość nawożenia za pomocą nawodnień wgłębnych w sposób kontrolowany tzn. ograniczający w znacznym stopniu przenikanie roztworu nawozowego do głębszych warstw profilu glebowego i wód gruntowych.

Literatura

- MALICKI M. 1993: *Wpływ fizycznych właściwości gleby na elektryczne parametry układu elektrodygleba w aspekcie pomiaru jej wilgotności i zasolenia*. Acta Agrophysica, Lublin.
- PIERZGAŁSKI E. 1992: *Regulowanie uwilgotnienia gleby za pomocą nawodnień wgłębnych*. Wydaw. SGGW, Warszawa.
- KAŁKA W. 1992: *Badania modelowe nawodnień wgłębnych*. SGGW, Warszawa (praca magisterska).

Jerzy WYSOCKI

Katedra Geodezji i Fotogrametrii SGGW

Zagadnienie numerycznej aproksymacji powierzchni terenu w opracowaniach warstwicznych metodami komputerowymi

Wstęp

Rzeźba terenu jest jednym z głównych elementów map szczegółowych opracowywanych dla inżynierii środowiska wiejskiego. Przy realizacji prac, np. w zakresie budowy zbiorników retencyjnych, wodociągów wiejskich, sieci melioracyjnych, budowy dróg rolniczych, konieczne jest posłużenie się wielkoskalowymi mapami sytuacyjno-wysokościowymi. Podstawową metodą przedstawiania rzeźby terenu na tych mapach jest metoda warstwiczna. Oprócz tradycyjnej metody opracowań warstwicznych, wykonywanych na podstawie pomiarów tachimetrycznych, coraz większe zastosowanie do tych opracowań znajdują metody fotogrametryczne oraz metody komputerowe oparte na numerycznym modelu terenu (NMT).

Rzeczywista powierzchnia topograficzna jest reprezentowana w NMT po-

mierzonym zbiorem punktów terenowych o wyznaczonych współrzędnych x , y , z . Punkty te, nazywane także punktami modelu (również punktami odniesienia-oparcia), mogą mieć w ogólnym przypadku rozmieszczenie nieregularne (rozproszone) lub regularne (punkty położone w węzłach regularnych siatek).

Na podstawie danych punktów modelu dokonywana jest aproksymacja powierzchni topograficznej, np. za pomocą zbioru płaszczyzn „przylegających” jak najdokładniej do danej powierzchni terenu lub za pomocą zbioru (kombinacji) powierzchni drugiego czy też wyższego stopnia (Gaździcki 1975; Piasek i in. 1981; Wysocki 1981, 1987). Warstwice można otrzymać drogą analityczno-numeryczną (z równań zbioru powierzchni aproksymujących) lub drogą numeryczną, np. przez obliczanie współrzędnych x , y przecięć boków siatki utworzonej przez punkty modelu z liniami wyznaczanych warstw.

Metody numerycznej aproksymacji powierzchni terenu

W Finlandii (Kokko, Wüta 1967) opracowano NMT, gdzie punkty modelu połączone w trójkąty równoboczne tworzą regularną siatkę. Nad każdym elementem siatki konstruowane są powierzchnie aproksymujące w formie płaszczyzn.

W systemie NORDISK ADB (1968) punkty odniesienia są wybierane z uwzględnieniem cech morfologicznych terenu. Matematyczny model określający wysokości punktów szukanych składa się z trzykrotnej interpolacji liniowej, uwzględniającej położenie punktów sąsiednich oraz na liniach terenowych (np. liniach szkieletowych). Badania w kierunku przedstawienia terenu w postaci płaszczyzn przebiegających na różnych wysokościach prowadzili między innymi Gedymin i Kopcewicz (1974).

Metodę interpolacji liniowej w celu przedstawienia powierzchni terenu wykorzystano również w programach realizujących inne metody numeryczne opracowań warstwicowych, np. Wysocki (1987, 1994), gdzie dla każdego szukanego punktu wyznaczane jest równanie płaszczyzny, w której leży wybrany według odpowiedniej procedury trójkąt zawierający ten punkt.

Na ogół bardziej złożone są metody aproksymacji wykorzystujące nieliniowe sposoby interpolacji. W interpolacji nieliniowej wykorzystywane jest kryterium regularnego lub dowolnego rozłożenia punktów terenowych (punktów modelu) stanowiących tzw. punkty oparcia (odniesienia). W każdym punkcie lub

elemencie siatki stanowią one podstawę matematycznej budowy powierzchni aproksymującej (np. za pomocą równania wielomianowego). Powierzchnia aproksymująca może być utworzona oddzielnie dla każdego punktu modelu, przy założeniu minimum odchyłek sumy kwadratów błędów wysokości na odpowiednio wybranych punktach oparcia otaczających wyznaczany punkt:

$$\sum_{i=1}^k p_k [Z_k - A(X_k, Y_k)]^2 = \text{minimum} \quad (1)$$

gdzie:

p_k – wagi lub funkcje wagowe, związane zwykle z położeniem punktu oparcia w stosunku do wyznaczanego,

$A^{(k)}(X, Y) = Z_i$ może stanowić wielomian stopnia drugiego czy wyższego.

Interpolacja na większym obszarze może być realizowana przez sumowanie powierzchni utworzonych na poszczególnych punktach oparcia. Zastosować można także inne rozwiązanie, np. opracowany wycinek powierzchni terenu dzieli się na lokalne fragmenty regularnego kształtu, a powierzchnia każdego fragmentu jest aproksymowana wielomianem odpowiedniego stopnia. Przy tym stawia się warunek ciągłości powierzchni na granicach fragmentów.

Nakamura (1968) oraz inni stosują wielomianową funkcję powierzchni stopnia trzeciego. Junkins i Jancaitis (1974) używają w swoich pracach wielomianów, które muszą spełniać warunek ciągłości wzdłuż granic określonych przez punkty o danych wysokościach (punkty oparcia) oraz obliczone kąty nachylenia

między punktami muszą być takie same. Dla siatek regularnych stosują równania wielomianowe stopnia czwartego z jedenaściami parametrami.

Z – wartości współczynników wielomianu.

Następnie jest empirycznie wyznaczana wartość interpolacji u , w dowolnym punkcie ma postać:

$$u = C(P_1 P_1) \cdot C(P P_n) \left\{ \begin{matrix} v & C(P_1 P_2) & C(P_1 P_n) \\ C(P_1 P_2) & v & C(P_2 P_n) \\ \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot \\ C(P_1 P_n) & C(P_2 P_n) & v \end{matrix} \right\} \left\{ \begin{matrix} l_1 \\ l_2 \\ \cdot \\ \cdot \\ l_n \end{matrix} \right\} \quad (3)$$

Kraus (1971) przy obliczaniu interpolacji powierzchniowej rozdziela wielkości na trzy części:

- trend – w formie funkcji wielomianowej,
- część korelowana – w której wyszczególnia wariancje i kowariancje (korelacje między sąsiednimi punktami),
- odchyłki (poprawki).

Znając różnice wysokości h oraz obliczając tzw. „centryczne wartości” w punktach oparcia określany jest trend za pomocą równania:

$$\begin{Bmatrix} H_1 \\ H_2 \\ \cdot \\ \cdot \\ H_n \end{Bmatrix} = \begin{Bmatrix} Z_1 \\ Z_2 \\ \cdot \\ \cdot \\ Z_n \end{Bmatrix} + \begin{Bmatrix} h_1 \\ h_2 \\ \cdot \\ \cdot \\ h_n \end{Bmatrix} \quad (2)$$

gdzie:

H – centryczne wartości w punktach oparcia,

h – odchyłki (poprawki),

czyli $u = C \cdot C^{-1} \cdot l_i$

gdzie:

l_i – wysokości w n punktach oparcia P_i ,

C – wektor, w którym zebrane są statystyczne zależności (kowariancje) $c(P P_i)$ punktu interpolowanego P z punktem oparcia P_i

C – macierz zawierająca kowariancje między n punktami oparcia P_i oraz wariancje v .

Kowariancje między punktami $P_i P_k$ wzajemnie wpływają na siebie. Przedstawione postępowanie interpolacyjne służy do obliczenia wysokości punktów stanowiących węzły dostatecznie gęstej siatki kwadratów o bokach równoległych do osi założonego układu współrzędnych. Dalszy proces rachunkowy polega na obliczeniu współrzędnych x, y punktów przecięć warstw z bokami siatki.

Gaździcki (1975) buduje NMT według „metody siatki wyrównawczej”, umożliwiającej przekształcenie modelu utworzonego na podstawie zbioru punktów rozproszonych. W wyniku prze-

kształcenia rzeczywista powierzchnia terenu jest aproksymowana regularną siatką kwadratów o wysokościach Z , obliczonych iteracyjnie z zastosowaniem metody najmniejszych kwadratów. Wysokości wszystkich węzłów siatki są obliczane łącznie.

Jak wynika z powyższego ogólnego przeglądu metod aproksymacji powierzchni terenu, można dokonać podziału na metody bazujące na interpolacji liniowej i nieliniowej.

Innego podziału metod modelowania terenu funkcją interpolacyjną dokonał Schut (1976). Podzielił je na sześć grup:

Pierwszą grupę nazwał metodami ruchomych powierzchni (moving surface). Wysokości punktów stanowiących węzły regularnej siatki są obliczane z powierzchni aproksymujących, tworzonych każdorazowo dla obliczanego punktu, na podstawie leżących w sąsiedztwie punktów odniesienia. Kształt powierzchni może być określony pełnym równaniem wielomianowym, np. stopnia drugiego, gdzie

$$h = a_0 + a_1x + a_2y + b_1x^2 + b_2xy + b_3y^2 \quad (4)$$

lub zredukowanym – w postaci płaszczyzny pochylonej czy też poziomej. Wysokościom punktów odniesienia przyporządkowane są odpowiednie wagi (funkcje wagowe).

W drugiej grupie metod (sumation of surface – sumowania powierzchni) zostało zastosowane rozwiązanie znane w matematyce w teorii korelacji. Wysokość punktu interpolowanego określana jest wzorem:

$$h = b^T \cdot B^{-1} \cdot z \quad (5)$$

Dla każdego interpolowanego punktu i -ty składnik wektora b jest funkcją odległości od punktu szukanego do i -tego punktu odniesienia, zaś z jest wektorem, którego składniki są wysokościami punktów odniesienia. Elementy macierzy B wynikają z funkcji odległości zwanej również funkcją korelacji. Element w i -tym wierszu i j -tej kolumnie macierzy B jest wartością funkcji odległości dla odstępu między i -tym i j -tym punktem odniesienia.

Do trzeciej i czwartej grupy Schut zaliczył metody interpolacji oparte na regularnych siatkach kwadratów lub prostokątów. Poszczególne elementy „oczka” siatki są opisywane równaniem wielomianowym. Wysokości węzłów są obliczane jednocześnie.

Do piątej grupy zostały zaliczone metody interpolacji obejmujące siatki trójkątów, w których punkty wierzchołkowe są jednocześnie punktami odniesienia-modelu.

W szóstej grupie metod punkty odniesienia są zlokalizowane wzdłuż charakterystycznych linii terenu, np. linii konturowych i szkieletowych.

Jeszcze inną, w stosunku do dwóch poprzednich systematykę podziału metod aproksymacji zaproponowali: Sierbieniuk i inni (1990). Wybór funkcji aproksymującej powierzchnię terenu uzależnili od charakteru danych źródłowych, w których zbiór pomierzonych punktów odniesienia może być regularny, półregularny (po izoliniach i profilach) i nieregularny. Wyróżniają oni

cztery metody modelowania powierzchni terenu:

W pierwszej powierzchnia terenu jest aproksymowana wielomianem stopnia piątego. Do drugiej grupy zostały zaliczone metody interpolacji, gdzie wykorzystane równanie powierzchni ma postać:

$$f(x,y) = \sum_{i=1}^n \lambda_i \left[(x-x_i)^2 + (y-y_i)^2 \right] x \cdot \ln \left[(x-x_i)^2 + (y-y_i)^2 \right] + ax + bx + c \quad (6)$$

Współczynniki λ_i , a , b , c otrzymywane są z odpowiednich warunków. W trzeciej grupie metod powierzchnia jest wyrażona równaniem:

$$f(x,y) = \sum_{i=1}^n W_i(x,y) Z_i / \sum_{i=1}^n W_i(x,y) \quad (7)$$

gdzie:

$$W_i(x,y) = 1/r_i^4,$$

$$r_i(x,y) = \sqrt{(x-x_i)^2 + (y-y_i)^2}$$

Dla funkcji (7) spełniony jest warunek $f(x_i, y_i) = Z_i$, a pochodne cząstkowe df/dx i df/dy są równe zero w punktach odniesienia. W czwartej grupie zostały wykorzystane wielomiany rozpięte nad elementami siatki.

Szwajcarski system DEMPAC (1986) bazuje na siatce kwadratów, dla której punkt wyznaczany P w elemencie siatki jest obliczany z wzoru:

$$\vec{P} = \vec{U} SHS \vec{V} \quad (8)$$

gdzie:

$\vec{U}$ i $\vec{V}$ reprezentują wektory dwóch współrzędnych ($\vec{U}$ i $\vec{V}$) zaś S jest odpowiednio dobraną macierzą. Macierz H zdefiniowana jest przez cztery punkty narożne elementu siatki i pochodne $\vec{U}$ i $\vec{V}$ w tych punktach.

Metodę aproksymacji powierzchni przez zastosowanie wstępnie wielomianu niskiego stopnia, a następnie rozwijanie tego modelu w model złożony przy użyciu funkcji wyższego stopnia proponuje Piasek (1988, 1991).

Z powyższego, ogólnego przeglądu metod można sądzić, że lepsze rezultaty dają metody zakładające statystyczny charakter informacji o wzajemnej zależności wysokości punktów położonych blisko siebie w terenie, to jest uwzględniających korelacje pomiędzy poszczególnymi punktami.

Według Sünkela (1980) i Kubika (1988), pomierzone wysokości terenu można traktować jako zmienne losowe. Wysokość dowolnego punktu może być określona jako funkcja trzech składników:

- powierzchni aproksymującej w znacznym przybliżeniu powierzchnię typograficzną terenu zwanej trendem (na ogół przyjmuje się powierzchnię określoną odpowiednim wielomianem),
- wysokości punktu, który w literaturze nazywany jest często sygnałem,

- błędu pomiaru wynikającego z błędów obserwatora i błędów instrumentalnych oraz występowania form mikrorzeźby terenu, tzw. chropowości terenu.

Jeżeli w terenie pomierzono q charakterystycznych punktów o współrzędnych przestrzennych x, y, z , przy czym wysokość dowolnego punktu z_i została określona z błędem n_i , to można napisać, że

$$Z = AX + s + n \quad (9)$$

gdzie:

X – macierz współrzędnych płaskich wykorzystanych przy określaniu współczynników wielomianu aproksymującego, odpowiedniego stopnia

$$X = [1, X, Y, XY, X^2, Y^2, \dots]^T$$

A – macierz zawierająca współczynniki wielomianu aproksymującego, która jest tak dobrana, aby suma kwadratów odstępów od powierzchni topograficznej dążyła do minimum,

s_i – wartość skorelowana wysokości w punkcie i (sygnał),

n_i – błąd pomiaru w punkcie i .

Do tej grupy metod, oprócz już wymienionych (np. Kraus 1971; Schut 1976), można zaliczyć program SCOP (Stanger 1976; Molnar 1992). Program ten reaguje na grube błędy danych, przy czym stopień wrażliwości jest zależny od wielkości deklarowanego stopnia filtracji danych (dokładności danych – błędu pomiaru). Badania prowadzone w warunkach krajowych (Borowiec, Pyka 1994) wskazały na dużą uniwersalność tego programu, ponieważ uwzględnia on w opracowaniach warstwowych formy

terenu o charakterze linii nieciągłości. Jednak specyficzną cechą programu SCOP jest konieczność zapewnienia jednakowej gęstości danych (punktów modelu-odniesienia), niezależnie od lokalnego ukształtowania terenu. Należy zauważyć, że przy aproksymacji powierzchni terenu metodami uwzględniającymi korelacje pomiędzy pomierzonymi punktami modelu, jakość opracowania będzie w dużym stopniu od doboru odpowiedniej funkcji korelacji.

Podsumowanie

Na podstawie wybranych metod numerycznej aproksymacji powierzchni terenu w opracowaniach warstwowych metodami komputerowymi wydaje się uzasadniony pogląd, że lepsze rezultaty dają metody zakładające statystyczny charakter informacji o wzajemnej zależności wysokości punktów położonych blisko siebie w terenie, to jest uwzględniających korelacje pomiędzy punktami modelu.

Do tej grupy metod można zaliczyć renomowany program SCOP. Reaguje on na duże błędy danych w zależności od zadeklarowanego stopnia filtracji danych – dokładności danych (błąd pomiaru). Uniwersalność tego programu wynika również stąd, że uwzględnia on także formy terenu o charakterze linii nieciągłości (np. skarpy).

W różnego rodzaju zagadnieniach szczegółowych są i będą stosowane z powodzeniem różne metody aproksymacji powierzchni terenu, między innymi przedstawione wyżej. Jednak można są-

dzić, że metody aproksymacji uwzględniające korelacje pomiędzy punktami terenu zajmą z czasem pozycję dominującą. Należy również zauważyć, że jakość opracowania zależeć będzie w dużym stopniu od doboru odpowiedniej funkcji korelacji.

Literatura

- BOROWIEC M., PYKA K. 1994: *Doświadczenia Zakładu Fotogrametrii i Informatyki Teledetekcyjnej AGH w zakresie NMT. Konf. NMT i jego wykorzystanie*, Rogów.
- DEMPAC 1986: *Digital Elevation Model Package by digiplan*. AG Zurich, Switzerland.
- GAŹDZICKI J. 1975: *Informatyka w geodezji i kartografii*. PPWK, Warszawa.
- GEDYMIN W., KOPCEWICZ A. 1974: *STRADA – system numerycznego przetwarzania danych geodezyjnych dla celów projektowania dróg*. Przegl. Geodez. nr 2 i 3, Warszawa.
- JUNKINS J., JANCAITIS J. 1974: *Analytic surface modelling techniques for automatic mapping*. Proc. of the ACSM, 34th annual Meeting, St. Louis.
- KOKKO T., WÜTA E. 1967: *The development of highway planning methods in Finland*. Paris.
- KRAUS K. 1971: *Automatische Berechnung des digitale Höhenlinien*. Z. Vermessungswes. nr 6.
- KUBIK P. 1988: *Automatyczne pozyskiwanie map warstwicznych za pomocą drukarki wierszowej*. Przegl. Geodez. nr 2, Warszawa.
- MOLNAR L. 1992: *Principles for New Edition of the Digital Elevation System SCOP*. ISPRS Congress. Commission IV, Washington.
- NAKAMURA H. 1968: *On digital terrain models*. XIth Congr. of Photogrammetrie, Leusanne.
- NORDISK ADB 1968: *Programmbeschreibung für das digitale Gelände – model*. Stockholm.
- PIASEK Z. 1988: *Numeryczny model wysokości w procesie inwestycyjnym na etapie zastosowań do obliczeń kubaturowych*. Konf. Karniowice.
- PIASEK Z. 1991: *O pewnej metodzie numerycznego modelowania powierzchni terenu*. PAN, Kraków.
- PIASEK Z., MILBERT S., PIERZCHAŁA H. 1981: *Przegląd numerycznych modeli terenu*. Zesz. Nauk. AGH – Geodezja, z. 62.
- SCHUT G.H. 1976: *Review of interpolation methods for digital terrain models*. XIIIth Congress of the International Society for Photogrammetry, Helsinki.
- SIERBINIUK C.H. i in. 1990: *Metody modelowania gieopolitej po danych w nieregularno rozłożonych toczkach*. Geodezja i Kartografia nr 11, Moskwa.
- STRANGER W. 1976: *The Stuttgart Contour program SCOP – further development and review of its application*. Stuttgart.
- SÜNKEL K. 1980: *General Surface representation Models Designed for Geodesy*. The Ohio State University, Report No 292.
- WYSOCKI J. 1981: *Comparative analysis of chosen methods of testing contour lines*. Ann. Wars. Agricult. Univ. SGGW-AR, Land Reclam. 19.
- WYSOCKI J. 1987: *Problemy dokładności nowoczesnych technik opracowania wielkoskalowych map warstwicznych pod kątem potrzeb wodnomelioracyjnych*. Wyd. SGGW, Warszawa.
- WYSOCKI J. 1987: *On the accuracy of the photogrammetric digital determination of elevation*. Ann. Wars. Agric. Univ. SGGW, Land Reclam. 23.
- WYSOCKI J. 1994: *Wielkoskalowe opracowania warstwiczne z wykorzystaniem metod numerycznego modelu terenu*. Mat. konf., NMT i jego wykorzystanie, Rogów.
- WYSOCKI J. 1995: *Porównanie dokładności wybranych metod komputerowych i analogowych wielkoskalowych opracowań warstwicznych*. Przegl. Geodez. nr 5.

Summary

Problem of the numerical approximation of the area surface in the computer methods of working out contour lines. In the paper are presented the methods of the numerical approximation of the area surface

in the computer methods of working out contour lines. It follows from the investigations that the methods which take into consideration correlation between terrain points are more universal.

Author's address

J. Wysocki

Warsaw Agricultural University -- SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Model matematyczny wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego

Wprowadzenie

W automatycznym obliczaniu wewnętrznych instalacji wodociągowych można wyróżnić przykładowo trzy typy zadań, które dotyczą:

- analizy hydraulicznej zadanego układu sieci,
- projektowania sieci,
- optymalnego projektowania sieci.

Przegląd badań w tym zakresie zawiera praca Tabernackiego (1990). Innym przykładem mającym zastosowanie w projektowaniu wewnętrznych instalacji wodociągowych jest program WSWO (Sidorski 1985) opracowany na Politechnice Wrocławskiej. Program ten automatyzuje czynności obliczeniowe projektanta wykonywane manualnie z uwzględnieniem właściwych norm i wytycznych.

Innym znaczącym dorobkiem w tym zakresie była praca Tabernackiego (1990). W pracy tej m.in. opisano proces służący do symulacji działania instalacji w zadanych przedziałach czasowych.

Program obejmuje 4 modele: użytkowanie instalacji, jej działania hydraulicznego, dynamiki źródła wody i powstawania strat wody.

Celem tej pracy jest przedstawienie modelu matematycznego (programu komputerowego) do badań charakterystyki hydraulicznej wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego (Ramadan 1996).

Model matematyczny wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego do badań charakterystyki hydraulicznej

Podstawy hydrauliczne modelu.

W celu wyjaśnienia dalszych opisów elementów modelu matematycznego wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego przedstawiono rozwiązanie wg schematu:

z₁

c₁ l₁; d₁

c₅; d₅; l₅

z₃ c₃; d₃; l₃

c₄; d₄; l₄

c₂ l₂; d₂

d₆ l₆

z₄

c₆

z₂

W

RYСУNEK 1. Przykładowy schemat instalacji

Danymi *i*-tej gałęzi są:

l_i – długość przewodu (m),

d_i – średnica wewnętrzna przewodu (mm),

k_i – chropowatość zastępcza przewodu (mm),

A_i – współczynnik zaworu (faktycznego lub zastępczego);

Wtórnymi danymi *i*-tej gałęzi są:

$\mu_i = \frac{8 l_i}{\pi^2 g d_i^5}$ – stały mnożnik dla okre-

ślenia c_i ,

$\rho_i = \frac{4}{\Pi d_i^3}$ – stały mnożnik dla okre-

ślenia Re_i .

Wyznaczeniu podlegają:

Q_i – natężenie przepływu (wydajność zaworu faktycznego bądź zastępczego) (dm³/s);

$Re_i = \rho_i Q_i$;

λ_i – współczynnik oporów tarcia obliczony ze wzoru:

$\frac{64}{Re_i}$ dla $Re_i \leq 2320$

$\lambda_i = \frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left[\frac{2,51}{Re \sqrt{\lambda}} + \frac{k_i}{3,71 d_i} \right]$

dla $Re_i > 2320$ (1)

$c_i = \mu_i \lambda_i$ – współczynnik liniowych strat ciśnienia;

$R_i = A_i + c_i$ – współczynnik całkowitych strat ciśnienia;

H_i – nadciśnienie na zaworze wyłotowym, obliczone ze wzoru

$H_i = H - c_i Q_i^2 = A_i Q_i^2$ (2)

gdzie: H oznacza nadciśnienie na wlocie gałęzi (bądź ciśnienie na piętrze).

Równanie charakterystyki hydraulicznej zaworu przedstawia wzór $\Delta h = A q^m$, gdzie: Δh – wysokość nadciśnienia wody przed zaworem (m); q – wydajność zaworu (dm³/s); m , A – współczynniki dla jednostek jw.

W zadaniu tym poszukuje się sumarycznej wydajności odgałęzienia w punkcie „w” kolejno przy nadciśnieniach wody w tym punkcie, np. $H = 0, \dots, 50$ m, przy otwartych wszystkich zaworach, tzn. $Q = q_1 + q_2 + q_3 + q_4$

Układ równań dla schematu z rysunku 1 ma postać:

$$q_1^{m_1} = \frac{1}{A_1} [H - c_1 q_1^2 - c_5 (q_1 + q_2)^2 - c_3 (q_1 + q_2 + q_3)^2 - c_6 (q_1 + q_2 + q_3 + q_4)^2],$$

$$q_2^{m_2} = \frac{1}{A_2} [H - c_2 q_2^2 - c_5 (q_1 + q_2)^2 - c_3 (q_1 + q_2 + q_3)^2 - c_6 (q_1 + q_2 + q_3 + q_4)^2],$$

$$q_3^{m_3} = \frac{1}{A_3} [H - c_3 (q_1 + q_2 + q_3)^2 - c_6 (q_1 + q_2 + q_3 + q_4)^2],$$

$$q_4^{m_4} = \frac{1}{A_4} [H - c_4 q_4^2 - c_6 (q_1 + q_2 + q_3 + q_4)^2]$$

Współczynnik liniowych strat ciśnienia, obliczony jest ze wzoru Darcy-Weisbacha:

$$\Delta h_1 = \lambda \cdot \frac{l}{d} \cdot \frac{v^2}{2g} \quad (3)$$

gdzie:

Δh_1 – wysokość liniowych strat ciśnienia (m);

l – długość przewodu (m);

d – średnica wewnętrzna przewodu (mm);

v – średnia prędkość przepływu wody w przewodzie (m/s);

g – przyspieszenie ziemskie (m/s²);

λ – współczynnik oporów tarcia.

Wzór (3) po przekształceniach może być zapisany w postaci:

$$\Delta h_1 = c \cdot q^2 \quad (4)$$

$$\text{gdzie } c = \frac{8}{\pi^2 g} \lambda \frac{l}{d^5} = \mu \cdot \lambda$$

$$\text{przy czym } \mu = \frac{8}{\pi^2 g} \cdot \frac{l}{d^5}$$

Szkic modelu i algorytmu obliczania wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego

Szkic algorytmu przedstawiono z rysunku 2.

Zapis algorytmu ma postać:

1. Określić początkowe przybliżenie c_i dla $i = \overline{1,7}$ oraz przejść do punktu 3.

2. Obliczyć $\lambda_i = \lambda_i(Q_i)$ dla $i = \overline{1,7}$;

następnie $c_i = \mu_i \lambda_i$ dla $i = \overline{1,7}$;

3. Obliczyć opory odcinkowe i współczynniki zaworów zastępczych, tzn.:

$$R_1 = A_1 + c_1;$$

$$R_2 = A_2 + c_2;$$

$$A_5 = \left(\frac{1}{\sqrt{R_1}} + \frac{1}{\sqrt{R_2}} \right)^{-2};$$

$$R_5 = A_5 + c_6;$$

$$R_3 = A_3 + c_3;$$

$$A_6 = \left(\frac{1}{\sqrt{R_5}} + \frac{5}{\sqrt{R_3}} \right)^{-2};$$

$$R_6 = A_6 + c_6;$$

$$R_4 = A_4 + c_4;$$

$$A_7 = \left(\frac{1}{\sqrt{R_6}} + \frac{5}{\sqrt{R_4}} \right)^{-2}$$

$R_7 = A_7 + c_7$, tj. całkowity opór instalacji;

4. Obliczyć nowe natężenia przepływów Q_i i nadciśnienia H_i oraz liczby Reynoldsa Re_i dla $i = \overline{1,7}$, tzn.:

$$Q_7^2 = \frac{H}{R_7}; \quad H_7 = A_7 Q_7^2;$$

$$Q_4^2 = \frac{H_7}{R_4}; \quad H_4 = A_4 Q_4^2;$$

$$Q_6^2 = \frac{H_7}{R_6}; \quad H_6 = A_6 Q_6^2;$$

$$Q_3^2 = \frac{H_6}{R_3}; \quad H_3 = A_3 Q_3^2;$$

$$Q_5^2 = \frac{H_6}{R_5}; \quad H_5 = A_5 Q_5^2;$$

$$Q_2^2 = \frac{H_5}{R_2}; \quad H_2 = A_2 Q_2^2;$$

$$Q_1^2 = \frac{H_5}{R_1}; \quad H_1 = A_1 Q_1^2$$

przy czym $Re_i = \rho_i Q_i$ dla $i = \overline{1,7}$;

5. Sprawdzić kryterium końca i w przypadku jego niespełnienia wrócić do punktu 2

RYSUNEK 2. Przykładowy schemat do przedstawienia szkicu algorytmu

Z kolei na rysunku 3 przedstawiono schemat układu dla 3 pięter.

$$\begin{array}{ccc} H_1 & & \\ h_1 & & Q_1 \\ H_2 & & \end{array}$$

$$\begin{array}{ccc} h_2 & & D_2 \\ H_3 & & \\ h_3 & & D_3 \\ H & & \end{array}$$

Układ równań dla tego schematu ma postać:

$$H_1 = A_1 Q_1^2;$$

$$H_2 = A_2 Q_2^2;$$

$$H_3 = A_3 Q_3^2;$$

$$H_2 - H_1 = h_1 + D_1 Q_1^2;$$

$$H_3 - H_2 = h_2 + D_2 (Q_1 + Q_2)^2;$$

$$H - H_3 = h_3 + D_3 (Q_1 + Q_2 + Q_3)^2;$$

czyli:

$$A_2 Q_2^2 - A_1 Q_1^2 = h_1 + D_1 Q_1^2;$$

$$A_3 Q_3^2 - A_2 Q_2^2 = h_2 + D_2 (Q_1 + Q_2)^2;$$

$$H - A_3 Q_3^2 = h_3 + D_3 (Q_1 + Q_2 + Q_3)^2$$

W związku z powyższym, otrzymuje

się:

$$\begin{aligned} H - H_1 &= h_1 + h_2 + h_3 + D_1 Q_1^2 + \\ &+ D_2 (Q_1 + Q_2)^2 + D_3 (Q_1 + Q_2 + \\ &+ Q_3)^2, \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} H - H_2 &= h_2 + h_3 + D_2 (Q_1 + Q_2)^2 + \\ &+ D_3 (Q_1 + Q_2 + Q_3)^2, \end{aligned}$$

$$H - H_3 = h_3 + D_3 (Q_1 + Q_2 + Q_3)^2,$$

a w konsekwencji:

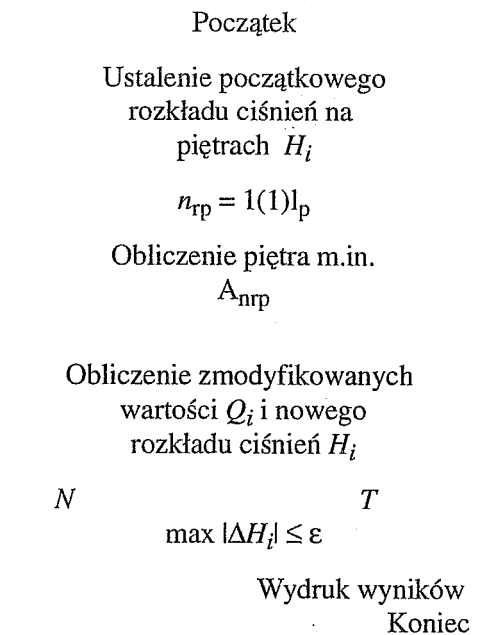
$$\begin{aligned} H_1 &= H - (h_1 + h_2 + h_3) - D_3 (Q_1 + \\ &+ Q_2 + Q_3)^2 - D_2 (Q_1 + Q_2)^2 - D_1 Q_1^2, \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} H_2 &= H - (h_2 + h_3) - D_3 (Q_1 + Q_2 + \\ &+ Q_3)^2 - D_2 (Q_1 + Q_2)^2, \end{aligned}$$

$$H_3 = H - H_3 - D_3 (Q_1 + Q_2 + Q_3)^2$$

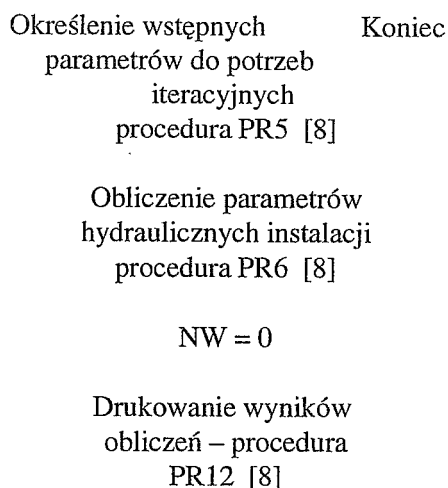
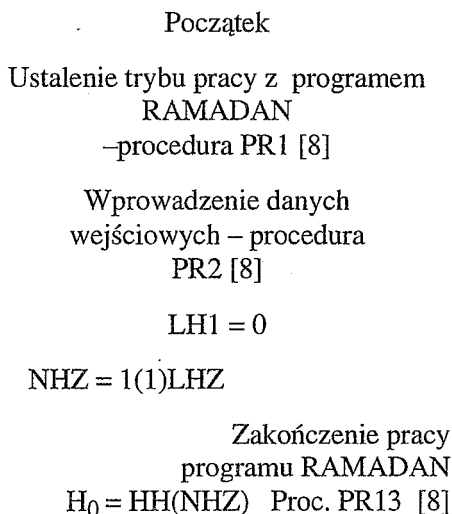
RYSUNEK 3. Schemat układu dla 3 pięter.

W związku z powyższymi rozważaniami szkic algorytmu piętrowego przedstawiono na rysunku 4:



RYSUNEK 4. Ogólny schemat blokowy tzw. algorytmu piętrowego

Ogólny schemat blokowy algorytmu segmentu głównego programu RAMADAN przedstawiono na rysunku 5.



RYSUNEK 5. Schemat blokowy segmentu głównego programu RAMADAN

Algorytm programu RAMADAN jest złożonym procesem iteracyjnym w zakresie: określania ciśnień zasilania pionów na podstawie ciśnienia zasilania instalacji; określania ciśnień zasilania kondygnacji na podstawie ciśnień zasilania pionów; określania ciśnień zasilania węzłów w mieszkaniu na podstawie ciśnień zasilania kondygnacji; określanie współczynnika oporów liniowych λ . Mają tu zastosowanie metody iteracyjne rozwiązywania układów równań nieliniowych, jak metoda Newtona czy iteracji.

Na podstawie modelu matematycznego wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego opracowano program komputerowy RAMADAN na IBM PC.

Weryfikacji opracowanego programu komputerowego dokonano metodą graficzną (Biedugnis 1976) konstruowania charakterystyki hydraulicznej instalacji. Wynik weryfikacji był pozytywny (Ramadan 1996), ponieważ otrzymano

podobne wartości przepływów wody w punkcie zasilania instalacji.

Program RAMADAN służy m.in. do analizy charakterystyki hydraulicznej instalacji wodociągowej zasilanej z dołu lub z góry. Program dotyczy instalacji w budynkach mieszkalnych wody zimnej. Zawory czerpalne są dwupołożeniowe (całkowicie zamknięte lub całkowicie otwarte). Zawory czerpalne obsługujące takie same przybory mają identyczne charakterystyki hydrauliczne.

Przykład zastosowania modelu

W pracy (Ramadan 1996) przedstawiono opis użytkowania programu RAMADAN na IBMPC. W ramach tego przedstawiono również podstawowe zasady wykorzystania modelu matematycznego do badań charakterystyki hydraulicznej wodociągowej instalacji wewnętrznej. Poniżej przedstawiono skrótowo przykład wykorzystania modelu. Na rysunku 6 przedstawiono przykładowy schemat instalacji wodociągowej. Z kolei na rysunku 7 przedstawiono przykładowy schemat obliczeniowy (instalacji z rys. 6) wymagany przez program RAMADAN.

Przykład dotyczy 2 pionów i 3 kondygnacji. Liczba gałęzi w mieszkaniu wynosi 9, natomiast liczba zaworów wynosi 5. Współczynnik chropowatości k przyjęto wg wysokości 0,4 mm. Długości przewodów poziomych zasilających piony wynoszą odpowiednio 12 i 8 m. Średnice z kolei wynoszą odpowiednio 40 i 32 mm. Z kolei długości dolnych przewodów zasilania pierwszego pionu wy-

noszą odpowiednio 7 i 9 m. Średnica tych przewodów wynosi 32 mm. Długość przewodów zasilania drugiego pionu wynosi odpowiednio 9 m, 7 m, a średnica tych przewodów wynosi 32 mm. Długości przewodów zasilających kondygnacje wynoszą odpowiednio 3 m, 2,5 m oraz 2,5 m. Średnice przewodów pionu zasilających kondygnacje wynoszą odpowiednio 32 mm, 25 mm oraz 20 mm.

Długości przewodów instalacji w mieszkaniu wynoszą odpowiednio 2 m, 0,4 m, 0,3 m, 0 m, 0,5 m, 0,8 m, 0,7 m i 0,6 m. Średnice przewodów instalacji w mieszkaniu wynoszą odpowiednio: 20 mm, 15 mm, 15 mm, 0 mm, 15 mm, 15 mm, 15 mm, 15 mm oraz 20 mm. Instalacja w mieszkaniu obejmuje 2 wanny, umywalkę, płuczkę sedesową oraz zlewozmywak. Współczynniki charakterystyki wanny wynoszą odpowiednio $A_1 = A_2 = 31,7$; $m_1 = m_2 = 1,83$. Współczynniki charakterystyki umywalki wynoszą $A_3 = 84$ i $m_3 = 1,59$. Współczynniki charakterystyki płuczki wynoszą $A_4 = 806,6$ oraz $m_4 = 1,63$. Z kolei współczynniki charakterystyki zlewozmywaka wynoszą odpowiednio $A_5 = 75,5$ oraz $m_5 = 1,67$.

Wymagane dane i wyniki otrzymane przy użyciu programu RAMADAN przedstawiono w pracy Ramadan (1996).

Głównym parametrem do badania i analizy wyników uzyskanych przez program RAMADAN jest wydajność instalacji w punktach czerpalnych.

Wydajność armatury czerpalnej zależy od jej rodzaju przedstawiono w pracy Tabernackiego (1990). Granica wydajności baterii umywalkowej wynosi $0,06 - 0,2 \text{ dm}^3/\text{s}$. Granica wydajności za-

woru zbiornika spłukującego miskę ustępową wynosi $0,05 - 0,16 \text{ dm}^3/\text{s}$, zlewozmywaka $0,06 - 0,2 \text{ dm}^3/\text{s}$, a baterii wannowej $0,15 - 0,5 \text{ dm}^3/\text{s}$. Z tych danych wynika, że granica wydajności zaworów jest w przedziale $0,05 - 0,5 \text{ dm}^3/\text{s}$ w zależności od rodzaju zaworu.

Do analizy tych danych brano pod uwagę różne parametry niezbędne do prawidłowej pracy instalacji wodociągowej, jak wysokość ciśnienia. Wymagana wysokość ciśnienia dla przykładów tej pracy wynosi $H = 17,5 \text{ m}$, a ciśnienie dyspozycyjne $H_{\text{dysp}} > H$.

Analizę tego oraz innych przykładów przedstawiono w pracy Ramadana (1996).

Podsumowanie i wnioski

Głównym problemem podjętym w pracy było przedstawienie podstaw modelu matematycznego wewnętrznej instalacji wodociągowej wody zimnej wielorodzinnego budynku mieszkalnego do badań charakterystyki hydraulicznej. Zrealizowanie tego zalecenia wymagało rozwiązania następujących zagadnień:

1. Wykonania ogólnej charakterystyki hydraulicznej wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego.

2. Sformułowania na podstawie ogólnej charakterystyki modelu matematycznego wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego.

Po sformułowaniu modelu matematycznego należało opracować na jego podstawie:

- ogólny opis algorytmu hydraulicznego obliczania wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego,
- program komputerowy wraz z zasadami jego użytkowania na IBM PC,
- zasady i przykłady wykorzystania modelu matematycznego do badań charakterystyki hydraulicznej.

Literatura

- SIDORSKI K., WARTALSKI A., WARTALSKI J. 1985: *Program WSWO do projektowania wewnętrznych sieci wodociągowych*. GWiTS nr 3.
- TABERNACKI I. 1990: *Metodyka analizy powstawania zjawisk przepływu i zużycia wody w instalacjach wodociągowych budynków mieszkalnych*. Prace nauk. Wydz. Inżynierii Sanitarnej i Wodnej, PW, z. 11.
- BIEDUGNIS S. 1976: *Model matematyczny sieci kanalizacji ciśnieniowej dla potrzeb projektowania i analizy jej działania* (dysertacja), PW.
- BIEDUGNIS S., WAYS M. 1975: *Obliczanie przewodów tłocznych zasilanych po drodze*. Zesz. Nauk. Inż. Sanit. i Wodnej, PW.
- MIELCARZEWICZ E. 1977: *Obliczanie systemów zaopatrzenia w wodę*. Arkady.
- WALDEN H. 1971: *Mechanika cieczy i gazów w inżynierii sanitarnej*. Arkady.
- GRABARCZYK Cz., SZYMECZEK E. 1973: *Podstawowe typy zadań hydraulicznego obliczania przewodów*. GWiTS nr 2 i nr 3.
- RAMADAN M. 1996: *Model matematyczny wewnętrznej instalacji wodociągowej wielorodzinnego budynku mieszkalnego dla potrzeb badań charakterystyki hydraulicznej* (dysertacja). PW.
- Poradnik Wodociągi i Kanalizacja. 1991 Arkady.
- Poradnik Instalacje Wodociągowe, Kanalizacyjne i Gazowe. 1976 Arkady.
- SIWONŹ Z. 1985: *Statystyczna metoda analizy obserwacji zużycia wody w budynkach i osiedlach mieszkaniowych*. GWiTS nr 7.

TABERNACKI I., SOSNOWSKI S., HEIDRICH Z. 1985: *Projektowanie instalacji wodociągowych i kanalizacyjnych*. Arkady.

Summary

Mathematical model of internal water supply system in a block of flats. The mathematical model of internal water supply system, fed downwards or upwards, in a block of flats for the purpose of studies of hydraulic characteristics was presented in this work. The mathematical model was elaborated, inter alia, on the basis of the hydraulic characteristics of internal water supply system, fed downwards or upwards, in a block of flats. The mathematical model was then used to elaborate the numerical algorithm

and a computer programme in order to calculate the internal water supply system, fed downwards or upwards, in a block of flats. The elaborated model shall allow to solve two basic tasks, namely to search for situations where the needs of the receivers are not satisfied while the characteristics of the source of water are known as well as to find open valves leading to extreme requirements for the source of water, enabling to satisfy the needs of the receivers.

Authors' address:
S. Biedugnis, M. Ramadan
Warsaw University of Technology
00-653 Warszawa
ul. Nowowiejska 20
Poland

Określanie parametrów transportu roztworów soli w glebie metodą laboratoryjną

Wstęp

Obecnie istotne znaczenie w ochronie środowiska ma poznanie mechanizmów ruchu wody wraz z rozpuszczonymi w niej substancjami. Szczególnie dotyczy to terenów użytkowanych rolniczo, na których stosuje się szereg związków chemicznych, takich jak, nawozy sztuczne i środki ochrony roślin. Substancje te mogą łatwo rozpuszczać się w wodzie i następnie wraz z nią przepływać przez ośrodki glebowe do wód powierzchniowych i podziemnych, powodując ich zanieczyszczenie. Procesy migracji związków chemicznych wraz z wodą są często opisywane za pomocą równań matematycznych, które są dobrym narzędziem do prognozowania kierunków i szybkości przemieszczania się związków chemicznych wraz z wodą na terenach, gdzie może zachodzić potencjalne zagrożenie jakości wód. Jednak praktyczne zastosowanie tych równań (modeli matematycznych) wymaga określenia parametrów opisujących transport wody i rozpuszczonych w niej substancji w ośrodku glebowym. Jednym z możli-

wych sposobów ich określenia jest pomiar w warunkach laboratoryjnych w kolumnach glebowych.

Celem niniejszego artykułu jest porównanie parametrów migracji roztworów soli w środowisku glebowym uzyskanych na podstawie trzech różnych rozwiązań analitycznych równania dyspersji hydrodynamicznej oraz ocena różnych metod opracowywania danych pomiarowych do wyznaczania tych parametrów. Wyniki uzyskano na podstawie dwóch typów eksperymentów laboratoryjnych przeprowadzonych w warunkach saturacji na sztucznie formowanych kolumnach z dwóch utworów glebowych: piasku luźnego i pyłu.

Rozwiązania analityczne równania dyspersji hydrodynamicznej

Ogólne równanie dyspersji substancji nie podlegającej rozpadowi w wodzie glebowej z uwzględnieniem zjawiska adsorpcji i desorpcji ma następującą postać:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\Theta C + \rho S) = \frac{\partial}{\partial x} \left(\Theta D \frac{\partial C}{\partial x} - q C \right) \quad (1)$$

gdzie:

t – czas [T],

C – stężenie substancji rozpuszczonej w wodzie odniesione do objętości gleby [$M L^{-3}$],

Θ – wilgotność objętościowa gleby [$L^3 L^{-3}$],

ρ – gęstość gleby [$M L^{-3}$],

S – stężenie substancji w fazie stałej gleby (adsorbencie) [$M M^{-1}$],

x – współrzędna [L],

D – uśredniony w przekroju próbki gleby współczynnik dyspersji [$L^2 T^{-1}$],

q – jednostkowe natężenie przepływu wody przez przekrój próbki gleby [$L^3 T^{-1} L^{-2}$].

Prędkość adsorpcji związana jest ze zjawiskiem przechodzenia cząstek substancji z roztworu (adsorbentu) na powierzchnię ciała stałego (adsorbentu) i zależy od właściwości fizyczno-chemicznych adsorbentu i adsorbentu, temperatury i stężenia. Zjawisko to opisuje się równaniem izotermy. Często zakłada się, że między wielkościami S i C istnieje zależność w postaci następującej izotermy liniowej (Jury i inni 1991):

$$S = k C \quad (2)$$

gdzie k jest współczynnikiem empirycznym [$L^3 M^{-1}$].

Przy założeniu, że izoterma opisana jest liniowym (linearyzowanym) równaniem (2) oraz w jednorodnym profilu glebowym odbywa się ustalony przepływ wody (θ) i q stałe w przestrzeni i w

czasie) to równanie (1) sprowadza się do postaci:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3)$$

gdzie współczynnik zatrzymania (R) wyraża się wzorem (van Genuchten i Wierenga 1986):

$$R = 1 + \frac{\rho k}{\theta} \quad (4)$$

W przypadku braku interakcji pomiędzy związkiem chemicznym i glebą współczynnik k przyjmuje wartość zero, a współczynnik R jest równy jedności. Występująca w równaniu (3) średnia prędkość przepływu wody w porach (v) wyznaczana jest ze wzoru:

$$v = \frac{\rho}{\theta} \quad (5)$$

W celu ułatwienia interpretacji wyników krzywych przejścia wykorzystuje się pojęcie czasu względnego (T) i stężenia względnego (C_e), które są zdefiniowane wzorami (van Genuchten i Wierenga 1986):

$$T = \frac{vt}{L} \quad (6)$$

$$C_e(L, t) = \frac{C(L, t) - C_i}{C_0 - C_i} \quad (7)$$

gdzie:

v – średnia prędkość przepływu wody w porach [$L T^{-1}$],

t – czas [T],

L – długość kolumny glebowej [L],

$C(L,t)$ – stężenie substancji w punkcie $x = L$ i czasie t [$M L^{-3}$],

C_i – stężenie początkowe roztworu (stężenie tła) [$M L^{-3}$],

C_0 – stężenie roztworu zadawanego (iniektowane) w przekroju $x = 0$, ($C_0 > C_i$) [$M L^{-3}$].

Czas względny związany jest z objętością wody w kolumnie glebowej, a w warunkach pełnego nasycenia z objętością porów. Wartość $T = 1$ odpowiada całkowitemu wyparciu wody (roztworu) z kolumny glebowej.

W większości rozważań dotyczących określania parametrów transportu roztworu w kolumnie glebowej wprowadza się liczbę podobieństwa Pecleta dla kolumny (P), którą definiuje się jako (van Genuchten i Wierenga 1986):

$$P = \frac{vL}{D} \quad (8)$$

Określenie współczynnika dyspersji i współczynnika zatrzymania w warunkach laboratoryjnych odbywa się przez porównanie wyników pomiarów krzywej przejścia w kolumnie glebowej o skończonej długości, przez którą filtruje roztwór z wynikami obliczeń krzywej uzyskanymi na podstawie rozwiązań analitycznych równania dyspersji.

W niniejszym artykule wykorzystano trzy najczęściej spotykane rozwiązania równania dyspersji (3) dla ustalonego jednowymiarowego strumienia opisujące migrację substancji ulegających sorpcji.

Po wprowadzeniu liczby Pecleta, czasu względnego i stężenia względnego, rozwiązanie podane przez Lapidusa i Amundsona (1952) oraz Ogatę i Banksa (1961) za van Genuchtenem i Alvesem (1982) (A-1) dla warunku początkowego:

$$C(x,0) = C_i \quad (9)$$

i warunków brzegowych:

$$C(0,t) = \begin{cases} C_0 & 0 < t \leq t_0 \\ C_i & t > t_0 \end{cases} \quad (10)$$

$$\frac{\partial C}{\partial x}(\infty, t) = 0$$

przyjmuje formę:

$$C_e(L,T) = \begin{cases} A(L,t) & 0 < t \leq t_0 \\ A(L,T) - A(L,T - T_0) & t > t_0 \end{cases} \quad (11)$$

gdzie:

$$A(L,T) = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{P}{4RT} \right)^{0,5} (R - T) \right] + \frac{1}{2} \exp(P) \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{P}{4RT} \right)^{0,5} (R + T) \right] \quad (12)$$

Rozwiązanie podane przez: Masona i Weavera (1924), Lindstroma i innych (1967) oraz Gershona i Nira (1969) za van Genuchtenem i Alvesem (1982) (A-2) dla warunku początkowego:

$$C(x,0) = C_i \quad (13)$$

i warunków brzegowych:

$$\left(-D \frac{\partial C}{\partial x} + vC\right)_{x=0} = \begin{cases} vC_0 & 0 < t \leq t_0 \\ vC_i & t > t_0 \end{cases} \quad (14)$$

$$\frac{\partial C}{\partial x}(\infty, t) = 0$$

przyjmuje formę:

$$C_e(L, T) = \begin{cases} A(L, T) & 0 < t \leq t_0 \\ A(L, T) - A(L, T - T_0) & t > t_0 \end{cases} \quad (15)$$

gdzie:

$$A(L, T) = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{P}{4RT} \right)^{0,5} (R - T) \right] + \left(\frac{PT}{\pi R} \right)^{0,5} \exp \left[-\frac{P}{4RT} (R - T)^2 \right] - \frac{1}{2} \left(1 + P + \frac{PT}{R} \right) \exp(P) \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{P}{4RT} \right)^{0,5} (R + T) \right] \quad (16)$$

Bardzo często wykorzystuje się uproszczoną formę (A-0) rozwiązania A-1 (van Genuchtena i Wierenga 1986; Smettema 1991) w postaci:

$$C_e(L, T) = \begin{cases} A(L, T) & 0 < t \leq t_0 \\ A(L, T) - A(L, T - T_0) & t > t_0 \end{cases} \quad (17)$$

gdzie:

$$A(L, T) = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{P}{4RT} \right)^{0,5} (R - T) \right] \quad (18)$$

Występująca w wyżej wymienionych wzorach wartość T_0 jest względnym czasem trwania pulsu i określona jest jako:

$$T_0 = \frac{vt_0}{L} \quad (19)$$

gdzie:

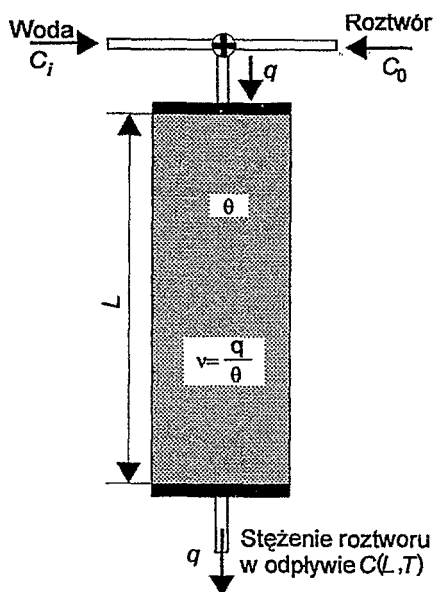
t_0 – czas trwania pulsu [T].

Rozwiązania A-1 i A-2 zostały podane dla różnych typów górnych warunków brzegowych. W przypadku rozwiązania A-1 jest to warunek brzegowy I rodzaju, a w przypadku A-2 warunek brzegowy III rodzaju.

Metodyka badań

Laboratoryjne badania parametrów dyspersji i sorpcji przeprowadzono w sztucznie formowanej, pionowej kolumnie glebowej o średnicy 7 cm i długości 45 cm, dla dwóch utworów: piasku luźnego i pyłu. W zależności od sposobu iniekcji roztworu przeprowadzono dwa typy eksperymentów: front i puls. Schemat eksperymentu przedstawiono na rysunku 1.

W eksperymentach typu front kolumnę nasycano stopniowo od dołu wodą destylowaną (o stężeniu tła C_i mol KCL) w celu nie dopuszczenia do jej zapowietrzenia. W chwili $T=0$ otwierano swobodny odpływ na dole kolumny a



RYСУNEK 1. Schemat eksperymentu

jednocześnie, doprowadzano roztwór o znanym stężeniu do jej powierzchni przy pomocy butli Mariotta. We wszystkich eksperymentach stosowano stężenie roztworu $C_0 = 1$ mol KCl (wyjątek stanowił eksperyment PYŁ-2F, w którym zastosowano stężenie $C_0 = 0,2$ mol KCl). Prze-filtrowany roztwór pobierano w sposób ciągły do naczyń o pojemności 50 ml lub 25 ml. Zawartość chlorków w roztworze tła na wejściu i wyjściu z kolumny określano metodą konduktometryczną. Ponieważ eksperymenty przeprowadzano w różnych temperaturach wykonane pomiary przewodnictwa elektrycznego sprowadzono do temperatury 25°C uwzględniając odpowiednie poprawki. Pomierzone wartości przewodnictwa ele-

ktrycznego ($\text{milimhos} \cdot \text{cm}^{-1}$) roztworu posłużyły do określenia stężenia względnego C_e .

Eksperymenty typu puls przeprowadzono podobnie jak typu front. Różnicę stanowił sposób zadawania stężenia roztworu na powierzchni kolumny. Na wejściu zadawano jednorazowo pipetą roztwór o stężeniu C_0 o objętości $3,84 \text{ cm}^3$, co w przeliczeniu na jednostkę powierzchni stanowił 1 mm wysokości słupa roztworu (wyjątkiem był eksperyment PYŁ-2P, gdzie objętość zadawanego roztworu wynosiła $11,52 \text{ cm}^3$). Następnie za pomocą butli Mariotta w sposób ciągły zadawano roztwór o stężeniu tła C_i .

Ogółem przeprowadzono po cztery eksperymenty dla każdego utworu glębowego – dwa typu puls i dwa typu front.

Analiza wyników pomiarów

Eksperymenty typu front. W celu określenia parametrów dyspersji na podstawie zarejestrowanych krzywych przejścia wykorzystano dwie metody: graficzną i optymalizacji. W metodzie graficznej (van Genuchten i Wierenga 1986) zastosowano następującą procedurę:

- zarejestrowane wyniki pomiarów krzywych przejścia nanoszono na wykres stosując podziałkę logarytmiczną dla czasu względnego (T) i podziałkę prawdopodobieństwa rozkładu normalnego dla stężenia względnego (C_e),
- punkty pomiarowe wyrównywano linią prostą i określono jej współczyn-

nik kierunkowy (α) dla zakresu stężenia względnego 0,20–0,80,

- wartość liczby Pecleta określano ze wzoru:

$$P = 4\alpha^2 - \Delta \quad (20)$$

gdzie:

Δ – poprawka zależna od rozwiązania analitycznego i zakresu stężeń wykorzystywanego do określania (dla rozwiązań A-1, A-2 i A-0 poprawka wynosiła odpowiednio 0,5, 0,9 i 0,07),

- na podstawie wartości liczby podobieństwa Pecleta określono stężenie względne (C_e) po przepłynięciu objętości roztworu (R) równej objętości porów w kolumnie glebowej (rys. 2),
- znając wielkość $C_e(R)$ i wiedząc, że $\ln(T) \equiv \ln(R)$ z wykresu log-normalnego krzywej przejścia określano wielkość R .

Parametry dyspersji określone metodą graficzną przedstawiono w tabeli 1.

Metoda optymalizacji polegała na minimalizacji sumy odchyłeń kwadratów (SSQ) wielkości stężenia względnego pomierzonego i obliczonego zgodnie z formułą:

$$SSQ = \sum_{i=1}^{i=n} [C_e(L, T_i) - C(L, T_i)]^2 \quad (21)$$

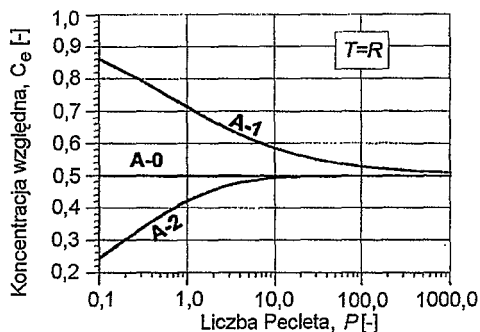
gdzie:

$C_e(L, T_i)$ – pomierzone stężenie względne dla czasu względnego T_i [–],

$C(L, T_i)$ – obliczone stężenie względne dla czasu względnego T_i [–],

n – liczba punktów pomiarowych [–].

W metodzie tej dążono do minimalizacji SSQ przez zadawanie różnych war-



RYSUNEK 2. Wpływ liczby podobieństwa Pecleta na stężenie względne roztworu po przepłynięciu R objętości porów ($T = R$) dla rozpatrywanych rozwiązań analitycznych (van Genuchten i Wierenga 1986)

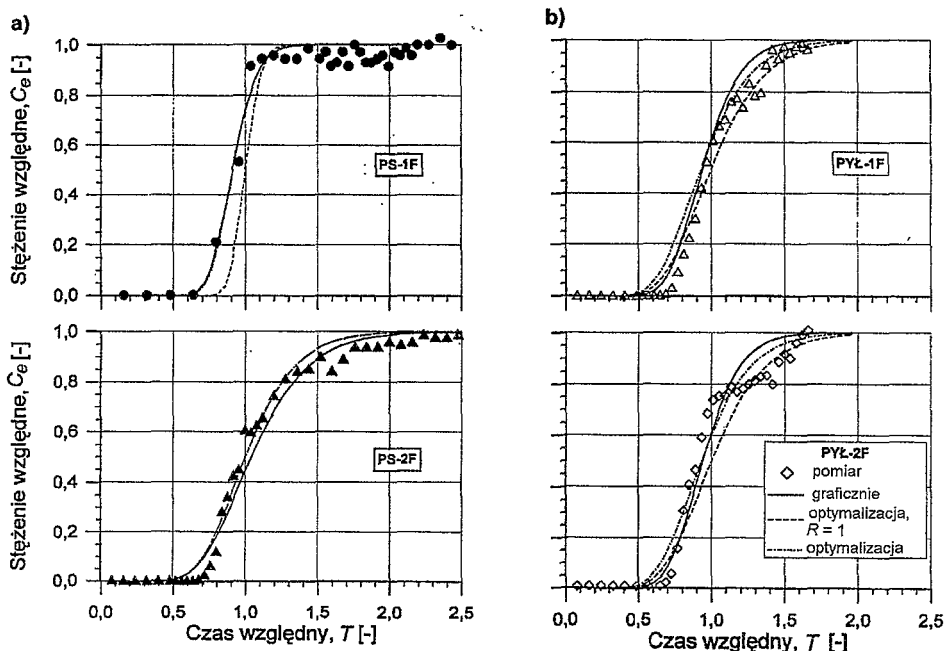
tości wielkości poszukiwanych w tym przypadku P i R . Poszukiwania parametrów dyspersji za pomocą metody optymalizacji przeprowadzono wykorzystując dwie grupy obliczeń: optymalizację, w której wielkością poszukiwaną była tylko liczba podobieństwa Pecleta (P) zakładając, że współczynnik zatrzymania $R = 1$ oraz optymalizację, w której poszukiwano wartości optymalnych dla P i R . Wyniki tych obliczeń przedstawiono w tabeli 1.

Na podstawie danych zawartych w tabeli 1 można stwierdzić, że najlepsze dopasowanie wyników obliczeń krzywych przejścia do wyników pomiarów (zakładając jako kryterium wartość SSQ) uzyskano przy zastosowaniu metody optymalizacji, w której poszukiwano wartości optymalnych dla P i R . Znacznie słabsze dopasowanie uzyskano na podstawie optymalizacji, w której założono $R = 1$, jak i na podstawie metody graficznej, w której wyrównanie krzywej przejścia jest stosunkowo subiektywne. We

TABELA 1. Parametry dyspersji określone metodą graficzną i optymalizacji dla różnych rozwiązań analitycznych na podstawie pomierzonych krzywych przejścia w eksperymentach typu front

Para- metry	Metoda graficzna			Optymalizacja, $R=1$			Optymalizacja		
	rozwiązania			rozwiązania			rozwiązania		
	A-0	A-1	A-2	A-0	A-1	A-2	A-0	A-1	A-2
Eksperyment PL-1F									
P	62,9	62,4	92,0	266,2	110,2	266,6	100,6	96,9	96,9
R	0,909	0,924	0,909	1,00	1,00	1,00	0,914	0,918	0,914
D	3 722,0	3747,8	2 542,6	879,2	2 123,8	877,9	2 326,4	2 415,3	2 415,3
λ	0,717	0,722	0,490	0,169	0,409	0,169	0,448	0,465	0,465
SSQ	86,94	87,00	78,50	211,81	191,99	211,87	78,07	78,54	78,10
Eksperyment PL-2F									
P	23,0	22,6	22,2	27,7	33,7	26,6	27,7	28,4	26,6
R	1,041	1,094	1,041	1,00	1,00	1,00	1,00	1,030	1,000
D	11 342,2	11 558,9	11 767,0	9 437,8	7 757,5	9 828,1	9 437,8	9 205,2	9 828,1
λ	1,957	1,994	2,030	1,628	1,338	1,695	1,628	1,588	1,695
SSQ	115,18	125,03	117,68	85,99	108,29	85,94	85,99	86,30	85,94
Eksperyment PYŁ-1F									
P	48,4	47,9	47,5	37,5	39,4	36,7	37,5	36,8	36,5
R	0,987	1,012	0,987	1,00	1,00	1,00	0,994	1,020	0,992
D	527,0	531,8	536,2	679,7	646,9	694,5	679,7	692,6	698,3
λ	0,933	0,941	0,949	1,203	1,145	1,229	1,203	1,226	1,236
SSQ	67,83	66,68	67,94	56,15	64,56	56,48	54,55	54,24	54,50
Eksperyment PYŁ-1F									
P	43,9	43,5	43,1	24,6	22,6	24,1	26,5	25,9	25,5
R	0,42	0,973	0,942	1,00	1,00	1,0	0,933	0,969	0,932
D	591,1	597,0	602,5	1 054,4	1 147,7	1 076,3	978,8	1 001,5	1 017,2
λ	1,028	1,038	1,048	1,833	1,996	1,871	1,702	1,741	1,769
SSQ	197,37	207,68	198,21	267,32	171,22	272,50	152,56	151,65	152,56

P [-]; R [-]; D [cm d⁻²]; λ [cm]; SSQ – suma odchyłeń kwadratów $\cdot 10^{-3}$ [-]



RYSUNEK 3. Pomierzone i wyrównane krzywe przejścia dla eksperymentu typu front na kolumnach: a – piasek luźny, b – pył

wszystkich przypadkach określona liczba Pecleta była większa od 20. Oznacza to, że eksperymenty odbywały się w reżimie czystej dyspersji hydrodynamicznej (współczynnik dyspersji hydrodynamicznej był równy współczynnikowi dyspersji mechanicznej, transport dyfuzyjny nie odgrywał istotnej roli, Kutilek i Nielsen 1994). Uzyskane w wyniku optymalizacji wartości współczynnika zatrzymania R były w większości przypadków mniejsze od jedności, co mogło być wynikiem braku przepływu roztworu we wszystkich klasach porów. Najwyższe wartości R otrzymano dla rozwiązania A-1, nieco niższe dla rozwiązań A-0 i A-2. Różnice w wartościach współczynnika zatrzymania nie przekraczały

4%. Na podstawie rozwiązania A-2 uzyskano najwyższe wartości współczynnika dyspersji hydrodynamicznej, a najniższe na podstawie rozwiązania A-0, przy czym różnice nie przekraczały 7%. Określona w wyniku optymalizacji dyspersyjność (λ), będąca ilorazem współczynnika dyspersji i prędkości wody w porach, mieściła się w przedziale 0,4–1,8 cm, co mieści się w przedziale wartości tego współczynnika spotykanych w literaturze dla kolumn glebowych o naruszonej strukturze (van Genuchten i Wierenga 1986; Smettem 1991).

Pomierzone i wyrównane krzywe przejścia na podstawie rozwiązania A-2 dla eksperymentu typu front w kolumnach wypełnionych piaskiem przedsta-

wiono na rysunku 3a, a w kolumnach wypełnionych pyłem na rysunku 3b.

Eksperymenty typu puls. Metoda optymalizacji została wykorzystana również do określenia parametrów dyspersji na podstawie zarejestrowanych krzywych przejścia w eksperymentach typu puls. Optymalizację przeprowadzono zgodnie z równaniem (21). Wykonano dwie grupy obliczeń: optymalizację dwuparametrową w której wielkościami poszukiwanymi były liczba Pecleta (P) i współczynnik zatrzymania (R), a znaną (pomierzoną) – czas względny trwania pulsu (T_0) oraz optymalizację trzyparametrową, w której poszukiwano wartości optymalnych dla P , R i T_0 . Wyniki obliczeń zestawiono w tabeli 2. Przyjmując jako kryterium wartości sumy odchyleń kwadratów można stwierdzić, że optymalizacja trzyparametrowa daje zdecydowanie lepsze wyrównanie wyników pomiarów krzywych przejścia. Wartości czasu trawania pulsu T_0 określone w wyniku optymalizacji były wyższe od pomierzonych w przypadku eksperymentów prowadzonych na kolumnach wypełnionych piaskiem w przeciwieństwie do eksperymentów prowadzonych na kolumnach wypełnionych pyłem. Poszukiwane wartości liczby Pecleta są prawie we wszystkich przypadkach większe od 20, co świadczy o niewielkiej roli transportu dyfuzyjnego substancji w przebiegu zjawiska. We wszystkich przypadkach określona wartość współczynnika zatrzymania była mniejsza od jedności, co prawdopodobnie było spowodowane faktem, że nie wszystkie pory glebowe uczestniczyły w transporcie roztworu KCl. Największe wartości R uzyskano

dla rozwiązania A-1, natomiast dla A-0 i A-2 były one nieco niższe. W przypadku optymalizacji trójparametrowej różnice nie przekraczały 6%. Najwyższe wartości współczynnika dyspersji hydrodynamicznej uzyskano w większości przypadków dla rozwiązania A-2, a różnice w stosunku do pozostałych rozwiązań nie były większe od 10%. Wartości dyspersyjności (λ) zmieniały się w granicach od 0,293 do 2,53 cm.

Pomierzone i wyrównane krzywe przejścia na podstawie rozwiązania A-2 dla eksperymentów typu puls w kolumnach piasku luźnego przedstawiono na rysunku 4a, a w kolumnach wypełnionych pyłem na rysunku 4b. Maksymalne wartości stężenia względnego w kolumnach wypełnionych pyłem nie przekroczyły 0,07, a w kolumnach wypełnionych piaskiem luźnym obserwowano dużą rozbieżność pomiędzy optymalizacją trójparametrową i dwuparametrową.

Wnioski

1. W przeprowadzonych eksperymentach typu front najlepszą metodą opracowania wyników pomiarów krzywych przejścia okazała się metoda optymalizacji, w której poszukiwano wartości optymalnych dla liczby podobieństwa Pecleta (P) i współczynnika zatrzymania (R). Różnice pomiędzy wynikami obliczeń współczynnika dyspersji hydrodynamicznej dla trzech różnych rozwiązań analitycznych dla warunków czystej dyspersji hydrodynamicznej nie przekraczały 7%, a współczynnika zatrzymania 4%.

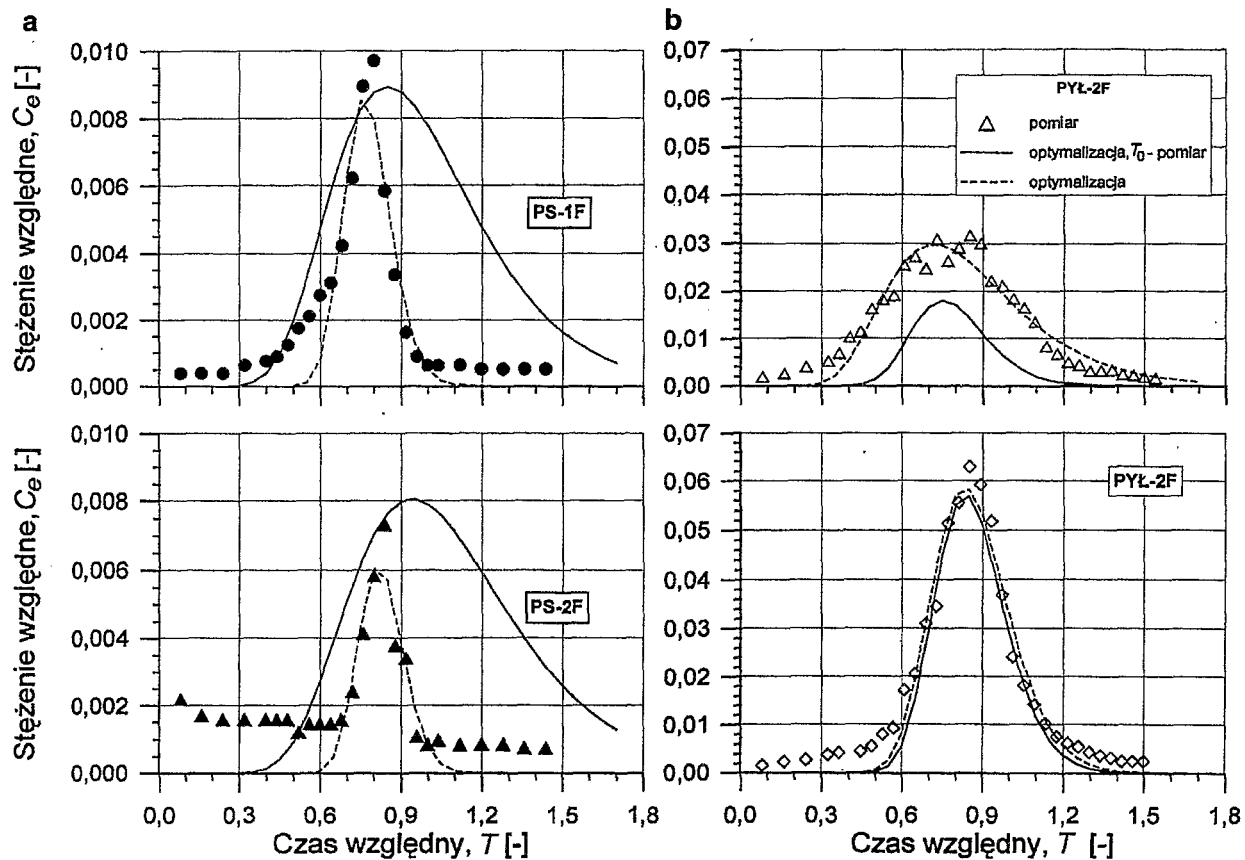
TABELA 2. Parametry dyspersji określone metodą optymalizacji dla różnych rozwiązań analitycznych na podstawie pomierzonych krzywych przejścia w eksperymentach typu puls

Parametry	Optymalizacja, T_0 = pomiar			Optymalizacja		
	rozwiązania			rozwiązania		
	A-0	A-1	A-2	A-0	A-1	A-2
Eksperyment PL-1P						
P	20,0	20,0	20,0	153,9	158,5	157,5
R	0,934	0,978	0,929	0,772	0,777	0,773
T_0	0,00614	0,00614	0,00614	0,00189	0,00186	0,00187
D	11 263,9	11 263,9	11 263,9	1 463,8	1 421,3	1 430,3
λ	2,255	2,255	2,255	0,293	0,285	0,286
SSQ	0,3191	0,3251	0,3310	0,0220	0,0221	0,0220
Eksperyment PL-2P						
P	20,0	20,0	20,0	195,5	192,5	194,5
R	0,960	1,020	1,030	0,824	0,828	0,824
T_0	0,00614	0,00614	0,00614	0,00128	0,00129	0,00128
D	11 263,9	11 263,9	11 263,9	1 152,3	1 170,3	1 158,2
λ	2,255	2,255	2,255	0,231	0,234	0,232
SSQ	0,3529	0,3521	0,3255	0,03462	0,03463	0,03461
Eksperyment PYŁ-1P						
P	61,2	60,4	60,3	19,9	18,3	17,8
R	0,773	0,786	0,773	0,788	0,834	0,789
T_0	0,00623	0,00623	0,00623	0,01760	0,01830	0,01830
D	392,2	397,4	398,0	1 206,1	1 311,6	1 348,4
λ	0,737	0,747	0,748	2,266	2,464	2,534
SSQ	3,6546	3,6551	3,6546	0,2643	0,2590	0,2533
Eksperyment PYŁ-2P						
P	82,4	81,6	81,5	68,5	69,6	68,2
R	0,846	0,856	0,846	0,847	0,859	0,847
T_0	0,01868	0,01868	0,01868	0,02090	0,02080	0,02090
D	349,1	352,5	353,0	420,0	413,3	421,8
λ	0,547	0,553	0,553	0,658	0,648	0,661
SSQ	0,6117	0,6126	0,6116	0,4626	0,4637	0,4623
P [-]; R [-]; T_0 [-]; D [cm d^{-2}]; λ [cm]; SSQ – suma odchyłeń kwadratów $\cdot 10^{-3}$ [-]						

2. W eksperymentach typu puls najlepsze wyniki otrzymano na podstawie optymalizacji trójparametrowej obejmującej liczbę Pecleta (P), współczynnik zatrzymania (R) i czas względny trwania pulsu (T_0). Różnice pomiędzy wartościami obliczonych współczynników dyspersji dla trzech różnych rozwiązań analitycznych i reżimu czystej dyspersji

hydrodynamicznej nie przekraczały 10%, a w przypadku współczynnika zatrzymania 6%.

3. W eksperymentach typu puls szczególną uwagę należy zwrócić na precyzyjny pomiar przebiegu stężenia w czasie, ze względu na małe stężenie względne odciekającego roztworu od precyzji tych pomiarów zależy bowiem



RYSUNEK 4. Pomierzone i wyrównane krzywe przejścia dla eksperymentu typu puls na kolumnach: a – piasek luźny, b – pył

dokładność określenia parametrów krzywej przejścia.

4. Wartość współczynnika zatrzymania określona w większości przeprowadzonych eksperymentów była mniejsza od jedności, co mogło być spowodowane albo wypłukiwaniem soli z gleby, albo tym, że w ruchu roztworów nie brały udziału wszystkie klasy porów.

Literatura

- JURY W.A., GARDNER W.R., GARDNER W.H. 1991: *Soil physics*. John Wiley and Sons, 218–242.
- KUTILEK M., NIELSEN D.R. 1994: *Soil hydrology*. Catena Verlag, 274–324.
- SMETTEM K.R.J. 1991: *Solute movement in soils*. W: *Solute processes* (ed. S.T. Trudgill), Academic Press, 141–165.
- van GENUCHTEN M.Th., ALVES W.J. 1982: *Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation*. USDA-ARS Tech. Bull. 1661. Government Printing Office, Washington DC, 151 s.
- van GENUCHTEN M.Th., WIERENGA P.J. 1986: *Solute dispersion coefficients and retardation factors*. W: *Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods* (ed. A. Klute). Agronomy Monograph no 9 (2nd edition), 1025–1054.

Summary

Determination of solute transport parameters from laboratory displacement experiments. The paper presents results of comparison of solute dispersion coefficients and retardation factors calculated from experimental data. Solute transport experiments using a non-reactive tracer (KCl) were conducted on disturbed, saturated columns formed from sand and sandy loam soils. Breakthrough curves were measured for frontal and pulse type displacement experiments. Three commonly used analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation were fitted to the measured breakthrough curves in order to determine the transport parameters. The least-squares optimization method was used for determination of the solute dispersion coefficients and retardation factors. In case of frontal type displacement experiments the parameters were also obtained from the method based on a log-normal plot of the effluent curve. Results based on least-squares optimization method were the most accurate. The fitted values of transport parameters were associated with particular form of considered analytical solution. Methods based on different analytical solutions but applied to the same experimental data leads to different values for transport parameters.

Authors' address

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

Marek AGOPSOWICZ

Katedra Chemii i Technologii Wody i Ścieków ART

Elżbieta BIERNACKA

Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW

Prawodawstwo w zakresie przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych

Wstęp

Prawodawstwo dotyczące zagospodarowania osadów ściekowych w Polsce jest niejasne i skomplikowane. Niektóre istniejące akty prawne normują część zagadnień gospodarki osadowej, niektóre z nich nie dotyczą ściśle osadów ściekowych, lecz stosowane są w praktyce jako normujące zagadnienia bardzo podobne, niektóre nie uzyskały jeszcze mocy prawnej, lecz w praktyce funkcjonują jako projekty aktów prawnych. Część zagadnień unormowana jest już prawnie, ale prawo to w wielu przypadkach nie jest jeszcze przestrzegane przez podmioty gospodarcze i nie jest egzekwowane przez uprawnione służby.

Celem niniejszego artykułu jest przedstawienie stanu prawnego dotyczącego zagospodarowania osadów ściekowych oraz uzasadnienie potrzeby nowych unormowań prawnych w tym zakresie. Zwrócono szczególną uwagę na te zagadnienia, które dopomóc mogą służ-

bom eksploatacyjnym w następujących zagadnieniach:

- lepsze działanie na rzecz ochrony środowiska,
- uniknięcie kłopotów z odpowiedzialnością prawną i finansową za nieświadome naruszenie prawa,
- prowadzenie gospodarki osadami w sposób ekonomiczny, umożliwiający korzystanie z przysługujących prawnie ulg i dotacji.

Zobowiązania wytwórców osadów

Zgodnie z *Ustawą o ochronie i kształtowaniu środowiska* (Ustawa z dnia 31.01.1980...,) jednostki prowadzące działalność gospodarczą, w wyniku której powstają odpady, są zobowiązane postępować w sposób zapewniający ochronę środowiska przed odpadami, uwzględniając w pierwszej kolejności ich gospodarcze wykorzystanie. Konieczne

jest prowadzenie niezbędnych badań i pomiarów ilości wytwarzanych i składowanych odpadów, a nadto za ich składowanie winny być wnoszone opłaty.

Zgodnie z *Rozporządzeniem Rady Ministrów* (z 19.10.1995 r. DzU nr 153/95, poz. 775) ustabilizowane osady z biologicznych oczyszczalni ścieków należą do grupy III i za ich składowanie w środowisku obowiązuje opłata. Zależy to m.in. od stopnia uwodnienia osadów. Przy zawartości wody 50% opłata za składowanie osadów w środowisku wynosi ok. 4 zł/Mg co odpowiada 8 zł/Mg s.m.o. Przy bardziej uwodnionych osadach np. 92% opłata za ich składowanie wyniesie ok. 1 zł/Mg co odpowiada 12,5 zł/Mg s.m.o.

Zgodnie z *Ustawą o ochronie i kształtowaniu środowiska* (DzU nr 3/81, poz. 6) jednostki, o których mowa wyżej, zobowiązane są bez wezwania przedstawić wojewodzie w terminie do 31 stycznia każdego roku wykaz zawierający dane o rodzaju, ilości i miejscu składowania odpadów, dotyczące ubiegłego roku kalendarzowego. Odpady wykorzystywane w sposób zgodny z zachowaniem obowiązujących przepisów nie podlegają ww. opłacie. Wpływy z tytułu opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska stanowią dochody funduszy ochrony środowiska i gospodarki wodnej, z czego 50% zasila fundusz gminny. Środki z funduszy gminnych, wojewódzkich oraz narodowego przeznaczone mogą być na wsparcie działań związanych z modernizacją i unowocześnieniem gospodarki osadami ściekowymi.

Do niedawna nie określony był status osadów ściekowych. Nie wiadomo było, jak je traktować, jako ścieki czy jako odpady. Główny Inspektor Ochrony Środowiska przedstawił swoje stanowisko w tej sprawie (w porozumieniu z Departamentem Prawnym Ministerstwa Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa) w piśmie z dnia 18.06.1990 roku skierowanym do dyrektorów wydziałów ochrony środowiska urzędów wojewódzkich. Stwierdził on m.in.: „należy uznać, że odpadami będą jedynie substancje ciekłe, które nie są wprowadzane do wód i gruntu. Odpadami będą więc uwodnione osady ściekowe wykorzystywane do celów nierolniczych, jeżeli nie są wprowadzane bezpośrednio do wody lub do gruntu. Natomiast osady takie wprowadzane do ziemi będą ściekami”.

Zgodnie z *Rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 3 sierpnia 1993 roku* (Rozporz. Min. Ochr. Środ. MP nr 23/86, poz. 170) osady ściekowe należy traktować jako odpady powstające w procesie oczyszczania ścieków, gdyż zaliczone zostały do grupy „odpadów niebezpiecznych”. Ich transport w myśl *Ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska* powinien odbywać się zgodnie z przepisami o transporcie odpadów niebezpiecznych. Jednoznaczne wyjaśnienie przynależności osadów ściekowych jest ważne z punktu widzenia prawnego, gdyż wiąże się w postępowaniu z nimi ze stosowaniem odpowiednich aktów prawnych.

Przyrodnicze wykorzystanie osadów ściekowych

Gospodarcze wykorzystanie odpadów grożących skażeniem lub zakażeniem (jakim są osady ściekowe) możliwe jest po uzyskaniu decyzji Państwowego Inspektora Ochrony Środowiska w porozumieniu z właściwym Wojewódzkim Inspektorem Sanitarnym.

W zagadnieniach dotyczących przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych w Polsce, przy szczegółowym określeniu wymagań ochrony środowiska istnieje luka prawna. Nie ma stosownych zarządzeń. Powszechnie przez analogię stosuje się *Zarządzenie Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych z 1986 roku w sprawie rolniczego wykorzystania ścieków*. Zarządzenie to określa warunki, jakie muszą być spełnione w przypadku rolniczego wykorzystania ścieków, a nie osadów ściekowych. Poniżej przybliżone będą niektóre z tych warunków.

Rolnicze wykorzystanie ścieków. Według *Zarządzenia Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych z 1986 roku w sprawie rolniczego wyko-*

rzystania ścieków ścieki muszą spełniać następujące warunki:

- nie zawierać bakterii chorobotwórczych, miano coli winno być nie mniejsze niż 0,01, obecność jaj *Ascaris Lumbricoides* lub *Trichocephala* lub *trichura* do 10 w 1 dm³,
- nie zawierać związków szkodliwych dla człowieka, lub kumulujących się w glebach i roślinach, związków mogących oddziaływać toksycznie,
- nie zawierać związków utrudniających samooczyszczanie się wód,
- nie zawierać substancji promieniotwórczych.

Zabrania się nawożenia ściekami gruntów:

- znajdujących się w sferach ochronnych ujęć wody, w rezerwach przyrody, w obszarach chronionego krajobrazu, w rejonach kąpielisk zlokalizowanych na wodach powierzchniowych,
- w których zawartość metali ciężkich przekracza dopuszczalne wartości określone w zarządzeniu (tab. 1),
- o spadku terenu większym od 10% w przypadku gruntów ornych oraz większym od 20% w przypadku łąk i pastwisk,

TABELA 1. Dopuszczalne ilości metali ciężkich w glebach i osadach ściekowych przeznaczonych do rolniczego wykorzystania ścieków i osadów wg propozycji Normatywu dla osadów ściekowych wykorzystywanych w rolnictwie do nawożenia gleb (Kutera, Roszczyk 1981) oraz wg *Zarządzenia w sprawie rolniczego wykorzystania ścieków z 1990 r.*

Pierwiastek	Zawartość pierwiastka w mg/kg s.m.						
	ZN	CU	Ni	Cd	Pb	Cr	Hg
W glebach wg propozycji Normatywu	300	100	50	3	100	100	2
W glebach lekkich wg Zarządzenia	200	50	30	3	50	100	1
W glebach ciężkich wg Zarządzenia	300	100	100	3	100	300	2
W osadach wg propozycji Normatywu	2000	800	100	10	500	500	10

- * w ogródkach działkowych i przydomowych,
- * przeznaczonych do upraw roślin spożywczych w stanie surowym,
- * gdy poziom wody podziemnej zalega płycej od powierzchni gruntów niż 1,2 m na gruntach ornych lub 1,0 m na łąkach i pastwiskach.

Dawki ścieków muszą być wyznaczone zgodnie z bilansem zapotrzebowania azotu i potasu przez rośliny i nie mogą utrudniać procesów samooczyszczania się gleby.

Ponadto muszą być spełnione ściśle określone odległości położenia gruntów nawadnianych ściekami od różnych obiektów wymienionych we wspomnianym zarządzeniu. Urządzenia i instalacje związane z magazynowaniem ścieków do rolniczego wykorzystania powinny być ogrodzone.

Rolnicze wykorzystanie ścieków wymaga pozwolenia wodnoprawnego wydanego przez organ administracji państwowej. W uzasadnionych przypadkach organ administracji wydający pozwolenie wodnoprawne może ustalić odległości mniejsze niż wymienione w zarządzeniu. Zakład lub osoba fizyczna ubiegająca się o pozwolenie wodnoprawne na rolnicze wykorzystanie ścieków, do wniosku o pozwolenie powinna dołączyć:

- operat wodnoprawny,
- opinię państwowego wojewódzkiego inspektora sanitarnego,
- opinię dotyczącą oddziaływania obiektu nawadnianego na środowisko, sporządzoną przez jednostkę na-

ukowo-badawczą lub zespół rzeczoznawców.

Zarządzenie określa, że w trakcie eksploatacji należy corocznie badać zawartość metali ciężkich w nawadnianych glebach i przedstawić ją organowi administracji państwowej, który wydał pozwolenie wodnoprawne oraz państwowemu inspektorowi sanitarnemu.

Po czteroletnim gromadzeniu doświadczeń powstał nowy Projekt Zarządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa w sprawie rolniczego wykorzystania ścieków z 1990 roku. Proponowane w projekcie zmiany polegały m.in. na:

- zmianie pojęcia „rolniczego wykorzystania ścieków”, z „...zastosowania ścieków do nawadniania i nawożenia użytków rolnych” (jak definiuje zarządzenie z 1986 r.) na „...ich unieszkodliwianie przez zastosowanie do nawożenia i nawadniania użytków rolnych, plantacji leśnych (...)”;
- zrezygnowano z obowiązku normowania dopuszczalnej koncentracji metali ciężkich w glebie na rzecz normowania ich koncentracji w ściekach przewidzianych do wykorzystania;
- zmieniono kryteria rodzaju ścieków nadających się do rolniczego wykorzystania; ograniczeniu podlega zawartość nie tylko metali ciężkich, lecz także innych substancji chemicznych, dopuszczając wartości przewidywane dla II klasy czystości wód;
- ograniczeniu podlega zawartość nie tylko metali ciężkich, ale i innych substancji chemicznych;

- złagodzono warunki sanitarne dla ścieków przez rezygnację z normowania miana coli; bakterie te występują praktycznie w każdym rodzaju ścieków, a jednocześnie łatwo ulegają likwidacji w środowisku glebowym;
- wniosek o pozwolenie wodnoprawne powinien zawierać m.in.: ocenę przydatności ścieków do upraw roślin, dopuszczalne dawki ścieków, harmonogram ich dawkowania, warunki gruntowe i hydrogeologiczne terenu przeznaczanego do nawadniania;
- przy ustalaniu dawek ścieków wprowadzono obowiązek bilansowania obok związków nawozowych zapotrzebowania wody przez rośliny;
- wprowadzono obowiązek uszczelniania zbiorników przeznaczonych do rezerwowego gromadzenia ścieków lub lokalizowania ich na gruntach nieprzepuszczalnych.

Projekt Zarządzenia z 1990 roku nie został zalegalizowany, niemniej przytoczono go tutaj aby ukazać tendencję zmian w poglądach naukowców i praktyków na zagadnienia ochrony środowiska związane z rolniczym wykorzystaniem ścieków.

Rolnicze wykorzystanie osadów ściekowych do nawożenia gleb. Zagadnienia rolniczego wykorzystania osadów ściekowych są nieco inne niż zagadnienia związane z rolniczym wykorzystaniem ścieków. Są znacznie mniej rozpoznane zarówno w kraju, jak i za granicą.

W 1981 roku E. Roszyk z AR we Wrocławiu opracował *Propozycję normatywu dla osadów ściekowych wykorzystywanych w rolnictwie do nawożenia*

gleb. Dokument (Roszyk 1981) ten został zaopiniowany przez Ministerstwo Zdrowia i Opieki Społecznej oraz IUNG w Puławach – pełnomocnika Ministra Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej. Do dzisiaj propozycja wspomnianego normatywu nie uzyskała mocy prawnej, niemniej warta jest przytoczenia i komentarza. Zawarto w niej wskaźniki oceny osadów przeznaczonych do wykorzystania w rolnictwie oraz agrotechniczne warunki ich stosowania. Oto najważniejsze ograniczenia i zalecenia wynikające z tego normatywu:

- Do wykorzystania w rolnictwie mogą być brane pod uwagę osady ściekowe pochodzące jedynie z obróbki ścieków komunalno-przemysłowych. Udział ścieków przemysłowych nie może przekroczyć 30% ogólnej ich ilości. Może być większy tylko wtedy, gdy pochodzą z przemysłu rolno-spożywczego. Nie powinny być wykorzystywane w rolnictwie osady ze ścieków toksycznych, radioaktywnych, zmieszanych z olejami mineralnymi.
- Nie mogą być dopuszczone do nawożenia gleb uprawnych osady, bez względu na ich pochodzenie, jeśli ich skład chemiczny, bakteriologiczny i helmintologiczny nie jest znany.
- Wykorzystanie osadów ściekowych w rolnictwie może mieć miejsce wyłącznie w celu poprawienia właściwości fizycznych, biologicznych i chemicznych gleb – dla zapewnienia wzrostu plonów przy jednoczesnym zagwarantowaniu ich jakości.
- Osady ściekowe mogą być użyte do nawożenia gleb uprawnych, gdy za-

- wierają materii organicznej nie mniej niż 30%, azotu całkowitego nie mniej niż 0,5% i fosforu nie mniej niż 0,5% w suchej masie.
- Niedopuszczalne jest użycie osadów ściekowych zawierających metale ciężkie w ilości większej od ściśle określonych, przedstawionych w tabeli 1.
 - Osady nie mogą też zawierać substancji szkodliwych dla: organizmów żywych w glebie, życia roślin, zwierząt i ludzi na drodze bezpośredniej i pośredniej – antybiotyki, pestycydy, oleje mineralne oraz inne połączenia organiczne i mineralne (w tym radioaktywne).
 - Niedopuszczalne jest nawożenie osadami ściekowymi gleb, w których zawartość całkowita nawet jednego spośród wymienionych metali jest większa niż ściśle określona, przedstawiona w tabeli 1.
 - Osady ściekowe powinny być stosowane przede wszystkim na glebach lekkich i średnich.
 - Dawki osadów mogą być zróżnicowane w zależności od rodzaju nawożonych roślin:
 - pod rośliny zbożowe 20–40 ton/ha powierzchni suchej masy (ok. 10–20 Mg s.m./ha),
 - pod rośliny okopowe 30–50 ton/ha powierzchni suchej masy (ok. 15–25 Mg s.m./ha).
 - Stosowanie większych dawek pod wymienione rośliny jest zabronione.
 - Powtórne nawożenie osadem ściekowym tych samych pól może mieć miejsce nie wcześniej niż po upływie 5 lat.
 - Stosowanie osadów do celów nawozowych może odbywać się jesienią lub wiosną, przy czym po ich rozrzuceniu powierzchnię pola należy jak najszybciej zaorać.
 - Nawożenie kultur rolniczych w okresie ich wzrostu jest niewskazane, a nawożenie nieodkazanymi bakteriologicznie osadami jest zabronione. Odnosnie odkazania osadów normatyw nie jest jednak jednoznaczny.
 - Bez uzyskania odpowiedniej zgody osady nie mogą być wywożone poza teren oczyszczalni pod rygorem sankcji administracyjnych.
 - Tereny w użytkowaniu rolniczym nawożone osadami ściekowymi podlegają obowiązkowi kontroli sanitarnej. Badania materiału roślinnego pod względem chemicznym i bakteriologicznym muszą być wykonywane każdorazowo w pierwszym roku wykorzystania osadu. Badania materiału glebowego pod względem chemicznym muszą być wykonane co 10–15 lat (po zastosowaniu 2–3 dawek osadu), a pod względem bakteriologicznym – w pierwszym roku po zastosowaniu osadu.
- Z przytoczonych warunków wynika, że propozycja normatywu dla Polski przewidywała ograniczenia zarówno w stosunku do osadów ściekowych, jak i gruntów, na których będą stosowane. We wszystkich krajach najważniejszym kryterium przydatności osadów ściekowych do rolniczego wykorzystania jest zawartość w nich metali ciężkich. Z porównania norm maksymalnej koncentracji metali ciężkich w osadach w różnych krajach wynika, że Polska proponuje normy

TABELA 2. Dopuszczalna ilość metali w osadach ściekowych stosowanych w rolnictwie w różnych krajach (Roszczyk 1981)

Kraj	Zawartość pierwiastka w mg/kg s.m.					
	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Hg
RFN	3000	1200	200	30	1200	1200
NRD	2500	750	250	25	750	650
Szwecja	3000	1500	100	15	300	700
Holandia	2000	600	100	10	500	500
Szwajcaria	3000	1000	200	30	1000	1000
Francja	3000	1000	200	—	800	1000
Polska	2000	800	100	10	500	500

stosunkowo zaostrome. Wynika to stąd, że jesteśmy bardziej narażeni na zanieczyszczenia gleb i roślin uprawnych metalami ciężkimi ze względu na rozwiniętą energetykę opartą na paliwach stałych, hutnictwo metali kolorowych, stosowanie paliw płynnych z dodatkiem czteroehtylku ołowiu, nie wymienając innych źródeł zanieczyszczenia.

Z braku zatwierdzonych w Polsce norm dotyczących wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie, warto przyjrzeć się i wziąć pod uwagę nie obowiązujące już w Polsce normy branżowe:

- BN-84/9103-01 „Kompost z odpadów komunalnych – pobieranie próbek”,
- BN-89/9103-09 „Kompost z odpadów miejskich”.

Dotyczą one jakości kompostów produkowanych z odpadów miejskich, w tym także z osadów ściekowych, przeznaczonych do przyrodniczego wykorzystania (tab. 3).

Zgodnie z wymienionymi tu normami kompost powinien być badany. Partia kompostu badanego powinna mieć zbliżone właściwości, powinna być zgromadzona w jednym miejscu, nie powinna przekraczać objętości 250 m³. Próba

przeznaczona do badań powinna składać się z próbek pierwotnych. Ilość tych próbek musi być od 10 szt. (dla partii 50 m³ kompostu) do 30 szt. (dla partii 101–250 m³ kompostu). Gdyby partia badanego kompostu była większa, należy podzielić ją na części mniejsze. Badania niepełne należy wykonywać przy odbiorze każdej partii kompostu do magazynu oraz na żądanie odbiorcy. Badania pełne należy przeprowadzać nie rzadziej niż raz na kwartał, na żądanie odbiorcy lub jako badanie rozjemcze.

Kompost przeznaczony do przyrodniczego wykorzystania powinien charakteryzować się następującymi cechami organoleptycznymi: barwa czarna lub brunatna, zapach świeżej ziemi ogrodowej, struktura gruzełkowata, sypka. Niedopuszczalny jest silny zapach gnilny lub specyficzny. Wymagania szczegółowe zestawiono w tabeli 3. Ponadto w kompoście zaleca się oznaczać wskaźniki mikrobiologiczne, jak:

- miano bakterii grupy coli,
- miano bakterii grupy coli typu kałowego,
- miano *Clostridium perfringens*,
- bakterie w postaci spor,
- jaja helmintów.

TABELA 3. Wymagania szczegółowe dla kompostów produkowanych z odpadów miejskich (wg BN-89/9103-09) przeznaczonych do przyrodniczego wykorzystania

Cecha	Klasa		
	I	II	III
Minimalna zawartość substancji organicznych w % s.m.	40	30	20
Minimalna zawartość węgla organicznego w % s.m.	18	13	8
Minimalna zawartość azotu organicznego w % s.m.	0,8	0,6	0,3
Minimalna zawartość fosforu w % s.m.	0,6	0,4	0,3
Minimalna zawartość potasu w % s.m.	0,2	0,1	0,1
Odczyn pH (w H ₂ O)	6,5–8,0	6,5–8,0	6,0–9,0
Zawartość wody w %	25–40	25–40	50
Maksymalna zawartość metali ciężkich w mg/kg s.m.			
Kadm	5	15	25
Chrom	300	500	800
Miedź	300	600	800
Nikiel	100	200	200
Ołów	350	500	800
Cynk	1500	2500	2500
Rtęć	5	10	10

Wszystkie wymienione wskaźniki zawarte w normach dotyczących produkcji kompostów z odpadów dotyczą gotowego produktu. Nigdzie nie zostały określone właściwości składników użytych do ich produkcji m.in. osadów ściekowych. Wymienione normy dotyczące kompostów określają także wymagania odnośnie środków transportu. Transport tego produktu odbywać się może dowolnymi środkami, pod warunkiem zabezpieczenia przed rozsypywaniem się ładunku na zewnątrz.

Nie mniejsze znaczenie niż koncentracja metali w osadach ma koncentracja pierwiastków śladowych w glebie przeznaczonej do nawożenia i w glebach po nawożeniu. Przy poszukiwaniu terenów oraz kontrahentów do gospodarczego wykorzystania osadów ściekowych ułatwieniem może być *Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych* (Ustawa..., 1995). Nakazuje ona właścicielom lub

użytkownikom gruntów zdewastowanych lub zdegradowanych przeprowadzenie ich rekultywacji i zagospodarowanie tych terenów na ich koszt. W przypadku gdy sprawca degradacji gruntów jest nieznany, koszt rekultywacji ponosi gmina. Rekultywację i zagospodarowanie gruntów planuje się, projektuje i realizuje na wszystkich etapach działalności. Rekultywację zgodnie z tym aktem prawnym prowadzi się w miarę, jak grunty te stają się zbędne oraz kończy się w terminie do 5 lat od zaprzestania działalności. Decyzje w sprawach rekultywacji wydaje kierownik rejonowego urzędu rządowej administracji. Obejmuje ona m.in. kierunek i termin wykonania rekultywacji gruntów oraz uznanie rekultywacji za zakończoną.

Opracowana została Propozycja instrukcji wykorzystania osadów ściekowych do rekultywacji gleb. Propozycja ta zbliżona jest do Zarządzenia w sprawie

rolniczego wykorzystania ścieków. Kładzie się tu nacisk na bardzo dokładne określenie dawek osadów ściekowych na podstawie zawartości metali ciężkich, głównie cynku, w osadzie i w glebie. Nie ustala się natomiast norm sanitarnych.

Nie ma prawnych ani technologicznych uwarunkowań w stosunku do właściwości osadów ściekowych składowanych na wysypiskach komunalnych. Ograniczenia te wynikać mogą z lokalnych warunków wysypiska. Przykładowo w przypadku braku uszczelnienia i zdrenowania dna wysypiska, silnie uwodnione osady zwiększyć mogą zagrożenie obiektu dla środowiska wodnego w jego sąsiedztwie. Znane są też przypadki, że dodatek silnie uwodnionych osadów ściekowych spowodował zachwianie stateczności skarp wysypiska i obsunięcie się olbrzymich mas odpadów. Uwodnienie osadów może mieć także wpływ na transport i związane z tym koszty. Składowanie osadów ściekowych na wysypisku musi więc być przemyślane, odpowiednio zaprojektowane i eksploatowane w sposób kontrolowany.

Podsumowanie

Sposób unieszkodliwiania osadów ściekowych wpływa na wymagania co do jakości osadów. Rolniczo mogą być wykorzystane osady wyłącznie o znanym składzie chemicznym, bakteriologicznym, helmintologicznym. Są również ściśle określone agrotechniczne warunki stosowania osadów ściekowych w nawożeniu gleb uprawnych oraz określone terminy nawożenia. Są ściśle określone ro-

dzaje gleb, na które mogą być stosowane osady oraz dawki osadu w zależności od uprawianej rośliny.

Powtórne nawożenie może mieć miejsce nie wcześniej niż po upływie 3–5 lat. Są ściśle określone warunki hydrogeologiczne, w jakich możliwe jest nawożenie gleb osadami ściekowymi tak, by nie dopuścić do skażenia warstw wodonośnych i wód powierzchniowych.

Tereny w użytkowaniu rolniczym nawożone osadami ściekowymi powinny być prowadzone pod nadzorem jednostki naukowo-badawczej i podlegać stałej kontroli sanitarnej prowadzonej przez stacje sanitarno-epidemiologiczne i stacje chemiczno-rolnicze. Przy rolniczym wykorzystaniu osadów ściekowych istotne jest uwodnienie zastosowanego osadu. Osad bardziej uwodniony stanowi większe zagrożenie z punktu widzenia sanitarnego. Ponadto osady uwodnione są źródłem przykrych zapachów, co często zniechęca użytkowników do wykorzystania ich na polach. Uwodnienie osadu decyduje też o objętości transportowanego osadu, o kosztach tego transportu, a także o kosztach deponowania osadów w środowisku. Wszystkie źródła literaturowe zalecają stosowanie osadów odwodnionych.

Rekultywacja gruntów z zastosowaniem osadów ściekowych polega na użyciu ich do odtworzenia gleb lub poprawy ich właściwości fizycznych i chemicznych. Warunki dotyczące osadów i sposobu ich zastosowania są podobne jak przy rolniczym ich wykorzystaniu. Osady o nieznanym stanie sanitarnym i składzie chemicznym nie mogą być wykorzystane do rekultywacji gruntów. W ce-

lu ograniczenia zagrożenia sanitarnego zaleca się utworzenie przejściowych stref ochrony sanitarnej wokół rekultywowanego obiektu oraz określenie czasu karencji. Dla każdego terenu podlegającego rekultywacji powinien być opracowany szczegółowy projekt sposobu jej przeprowadzenia. Kontrolę nad stanem rekultywowanego terenu sprawować powinien PIOŚ oraz właściwe służby sanitarne.

Osady wykorzystywane do produkcji kompostów teoretycznie nie mają określonych ograniczeń. Mimo iż nie ma określonych norm dla składników, z których produkowany jest kompost, istnieją normy zanieczyszczeń gotowego produktu. Ze względów praktycznych wilgotność osadów powinna być jak najmniejsza, właściwości nawozowe jak najwyższe. Ograniczona powinna być zawartość metali ciężkich.

Osady z oczyszczalni komunalnych składowane na wysypiskach generalnie nie mają uwarunkowań dotyczących ich właściwości. Mogą jednak występować pewne ograniczenia spowodowane lokalnymi warunkami na konkretnym wysypisku. Uwarunkowania te dotyczą głównie uwodnienia osadów.

Literatura

- BERNACKA J., PAWŁOWSKA L. 1994: *Zagospodarowanie i wykorzystanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków*. IOŚ, Warszawa.
- Norma Branżowa BN-84/9103-01 – komposty z odpadów komunalnych – pobieranie próbek; 1984.
- Norma Branżowa BN-89/9103-09 – wymagania jakościowe dla kompostów produkowanych z odpadów miejskich; 1989.
- Projekt Zarządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 1990 r. w sprawie rolniczego wykorzystania ścieków.
- KORCZ M., ZYCH R. 1989: *Zasady wykorzystania osadów ściekowych do rekultywacji składowisk odpadów*. IOŚ, Katowice.
- KUTERA J. 1981: *Rolnicze wykorzystanie osadów ściekowych w Polsce*. Polskie Towarzystwo Gleboznawcze. Warszawa.
- ROSZYK E. 1981: *Propozycja normatywu dla osadów ściekowych wykorzystywanych w rolnictwie do nawożenia gleb*. AR Wrocław.
- Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5.11.1991 r. w sprawie klasyfikacji wód i warunków jakim powinny odpowiadać ścieki odprowadzane do wód do ziemi. (DzU nr 116/91, poz. 503).
- Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 3.08.1993 r. w sprawie ustalenia listy odpadów niebezpiecznych. (DzU nr 76/93 poz. 362).
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 19.10.1995 r. w sprawie opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska i wprowadzenie w nim zmian (DzU nr 153/95 poz. 775).
- Ustawa z dnia 31.01.1980 r. Ustawa o ochronie i kształtowaniu środowiska (DzU nr 3/81 poz. 6).
- Ustawa z dnia 1.12.1995 r. O ochronie gruntów rolnych i leśnych (DzU nr 16/95 poz. 78).
- Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 7.07.1986 r. w sprawie rolniczego wykorzystania ścieków (MP nr 23/86 poz. 170)
- Pismo Głównego Inspektora Ochrony Środowiska z dnia 18.06.1990 r. do dyrektorów wydziałów ochrony środowiska urzędów wojewódzkich.

Summary

Sludge management in the natural environment in the Polish legislation. In accordance with the Environmental Protection and Management Act (of Poland), legal and natural persons who carry out economic activities resulting in waste generation, are obligated to protect the natural environment.

No explicit way of sludge management in the natural environment is defined in the Polish legislation. Some of the existing legal instruments are also applicable to sludge management issues; although they do not appeal directly to sludge, they regulate very similar issues. Some of the instruments, yet not having the legal force, function already as the legislative projects. And finally, some issues are regulated by the law but in many cases the law is not being complied with.

Selected method of sludge utilisation imposes certain quality requirements on the sludge.

In agriculture only sludge characterised by proper chemical, bacteriological and helminthological parameters can be used. The conditions for cropland fertilisation with sewage sludge and fertilisation time-table are defined precisely, as well as the types of applicable soils and sludge doses in regard to a produced crop. The repeated fertilisation can take place not earlier than 3–5 years after the first sludge application. In order to prevent the ground and surface waters from contamination also the hydrogeological conditions in soil are defined by the law. The lands put into fertilisation with sludge, in accordance with the operative instruments, should be subject to a research institution's supervision and to regular sanitary control. While utilising sludge in agriculture, it is very important that the sludge has proper hydration. From the sanitary point of view high sludge hydration is more dangerous and moreover, causes bad odours.

The conditions for sludge utilisation in land reclamation are similar to the above

mentioned. The main condition is the compliance with required sanitary and chemical standards. In order to protect the lands against sanitary hazards, it is recommended that temporary protection zones are created around the reclaimed lands and the waiting period defined. In compliance with the operative instruments each reclamation project should be followed by a detailed plan of the reclamation process and every project is subject to control from the State Inspectorate of Environmental Control (PIOS) and the appointed sanitary services.

Quality of sludge used in composting is theoretically not limited. In practice, it is desirable that its hydration is possibly low and fertilising properties – possibly high. The heavy metals and sanitary indicators content should be limited. Although there are no standards in regard to single compost components, the product of a composting process should comply with standards.

Municipal sewage sludge can be dumped with solid waste in landfills, without qualitative restrictions. Some limitations result from the local conditions at a dumping site and mostly they regard sludge hydration.

Authors' address:

E. Biernacka

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

M. Agopsowicz

Olsztyn University of Agriculture and Technology
– ART

10-957 Olsztyn-Kortowo, bl. 22a
Poland

Analiza błędów popełnianych przy zakładaniu wysypisk gminnych

Wprowadzenie

Zgodnie z Ustawą o samorządzie terytorialnym z dnia 8 marca 1990 r. (Ustawa...,) do zadań własnych gminy należą zagadnienia ochrony środowiska. Zagadnienia te dotyczą ładu przestrzennego i gospodarki terenami. Gmina zobowiązana jest prawnie do „utrzymania czystości oraz urządzeń sanitarnych, wysypisk i utylizacji odpadów komunalnych”. W Ustawie kompetencyjnej z dnia 17 maja 1990 r. (Ustawa...,) określono, że do zadań własnych gminy należą zadania określone w ustawie o ochronie i kształtowaniu środowiska z dnia 31 stycznia 1980 r. (Ustawa...,), a także należy zapewnienie warunków technicznych i organizacyjnych niezbędnych do ochrony środowiska przed odpadami oraz dbanie o utrzymanie porządku i czystości.

Z chwilą wejścia w życie ustaw w wielu gminach rozpoczęto porządkowanie gospodarki odpadami. Najczęściej podejmowaną inwestycją w tym zakresie na terenie gmin jest budowa wysypisk odpadów stałych, traktowana jako najtańsze i najprostsze do zrealizowania

rozwiązanie problemu. Są to jednak działania sprzeczne z zasadami stosowanymi w krajach wysoko rozwiniętych (Odpady komunalne..., 1992) i rekomendowanych dla Polski (Wytyczne programowania wysypisk..., 1974; Zbiór zaleceń do programu..., 1993).

W pracy, posługując się bardzo typowym przykładem realizacji jednego z wysypisk gminnych, dokonano analizy błędów popełnianych przy zakładaniu tego typu obiektów.

Opis obiektu i rozwiązań projektowych

W celu rozwiązania problemów gospodarki odpadowej w Gminie Czerwinka (woj. ostrołęckiej), w roku 1992 rozpoczęto inwestycję mającą na celu budowę gminnego wysypiska odpadów komunalnych. Lokalizację obiektu ustalono we wsi Dąbrówka na działce należącej do Urzędu Gminy. Na terenie działki znajdowało się eksponowane przez okolicznych mieszkańców wyrobisko żwiru. Teren wysypiska otaczał las sosnowy. Jedy-

nie od strony zachodniej przylegała działka użytkowana rolniczo. Najbliższe zabudowania znajdowały się w odległości 300 m (w linii prostej) na zachód od granicy planowanego wysypiska. Lokalizacja ta uwzględniona była w planie zagospodarowania przestrzennego gminy.

Wykonanie projektu wysypiska zostało zlecone specjalistycznej jednostce projektowej. Projekt przewidywał wykonanie wysypiska typu podpoziomowo-nadpoziomowego, o całkowitej powierzchni 1,62 ha. W związku z brakiem w podłożu gruntów spoistych, zaprojektowano sztuczne uszczelnienie czaszy i skarp składowiska. Zapobiec ono miało przedostawaniu się odcieków z wysypiska do wód gruntowych. Uszczelnienie stanowić miała folia polietylenowa lub folia PCV, łączona zgodnie z instrukcją producenta. Przewidywano ponadto zastosowanie przekładki ochronnej z włókna zapobiegającej uszkodzeniu folii. Ocieki zbierane miały być drenażem ułożonym na dnie wysypiska, nad uszczelnieniem, gromadzone w bezodpływowych zbiornikach i wywożone na oczyszczalnię ścieków. Przyjęto, że w najbardziej mokrym okresie ocieki wywożone będą 4–5 razy w miesiącu. Pozostałymi elementami składowiska miały być: wiata magazynowa na surowce wtórne i sprzęt mechaniczny, dwukomorowy boks o wybetonowanym podłożu, kontener obsługi składowiska z częścią socjalną, ustęp suchy, brodzik dezynfekcyjny, wewnętrzne drogi eksploatacyjne wykonane z piasku miejscowego stabilizowanego cementem, żwirowa droga dojazdowa, utwardzony plac manewro-

wy z trylinki, ogrodzenie z siatki wysokości około 2 m z nadbudową z drutu – 0,5 m.

Wykonanie wysypiska podzielono na 3 etapy. W pierwszym etapie przewidywano wykonanie całości obiektu z wyjątkiem czaszy, której budowa miała być kontynuowana w drugim i trzecim etapie. Łączna pojemność netto składowiska wynosić miała 35 720 m³.

W celu umożliwienia kontroli oddziaływania wysypiska na wody podziemne projekt przewidywał wykonanie 3 piezometrów w bezpośrednim sąsiedztwie wysypiska.

W założeniu eksploatacja wysypiska opierać się miała na maksymalnym wykorzystaniu jego pojemności, minimalizacji zagrożeń zanieczyszczenia gleby i powietrza oraz użyciu właściwego sprzętu i zastosowaniu prawidłowej technologii składowania. Technologia ta polegać miała na składowaniu odpadów na działkach roboczych, stosując taki sposób zapełniania czaszy, aby powierzchnie odsłonięte świeżych odpadów, narażone na czynniki zewnętrzne, były jak najmniejsze. Okres eksploatacji wysypiska przewidywano na 29–32 lat.

Ocena rozwiązań projektowych

Rozwiązania przyjęte w projekcie na ogół nie budziły zastrzeżeń. Projektant nie przeprowadził jednak analizy celowości inwestycji, która w tym przypadku była konieczna. Obowiązek taki nakłada Prawo Budowlane (Grundle Linings Systems..., 1989), w którym określono, że

obiekty budowlane należy projektować zgodnie z zasadami wiedzy technicznej, w sposób zapewniający ochronę środowiska oraz, że obowiązkiem projektanta jest wyjaśnianie wątpliwości dotyczących projektu i zawartych w nim rozwiązań.

Obowiązujące w chwili opracowania dokumentacji wysypiska (1992 r.) wytyczne projektowania i eksploatacji wysypisk sanitarnych (Wytyczne ..., 1974) rozpowszechnione przez MAGTOŚ (dawne ministerstwo ochrony środowiska) w 1974 i 1979 roku określały, że należy budować wysypiska regionalne, dla minimum 50 tys. mieszkańców. Zasada ta została podtrzymana później, w 1993 r. przez Ministerstwo Gospodarki Przestrzennej i Budownictwa (Zbiór zaleceń..., 1993). Konieczność budowy wysypisk regionalnych, a nie lokalnych, była podkreślana na wielu konferencjach naukowo-technicznych i w literaturze fachowej (Marcinkowski 1994, Odpady..., 1992, Zbiór zaleceń..., 1993). Rozwiązując ten problem regionalnie można wdrożyć racjonalny i dużo tańszy sposób gospodarki odpadami. Ponadto istnieje wtedy możliwość połączenia w jeden układ kilku metod unieszkodliwiania, co pozwoli osiągnąć prawidłowy, zorganizowany i racjonalny system gospodarki odpadami. Projektowanie wysypisk lokalnych jest błędem w sztuce zawodowej.

Etap uzgadniania dokumentacji projektowej

Dokumentacja techniczna wysypiska uzgodniona została z Urzędem Wojewódzkim w Ostrołęce i przekazane zo-

stały na ten cel dotacje. Urząd Rejonowy zatwierdził Plan Realizacyjny i wydał pozwolenie na budowę wysypiska sanitarnego. Uwag do dokumentacji projektowej i celowości inwestycji nie zgłoszono.

W trakcie uzgadniania dokumentacji nie zwrócono uwagi na brak uzasadnienia podejmowanej inwestycji. Urząd Wojewódzki nie zlecił także wykonania Oceny Oddziaływania na Środowisko inwestycji (OOŚ), która wskazana była (w 1992 r.) na mocy Zarządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 23.04.1990 r. (Zarząd. Ministra Ochrony Środowiska..., 1990) dla obiektów mogących pogorszyć stan środowiska, do których zalicza się projektowane składowisko odpadów. W ocenie takiej w myśl § 4,6 ww. Zarządzenia, Rzecznik Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa zmuszony był ustosunkować się do zasadności realizacji projektowanego przedsięwzięcia.

Etap budowy wysypiska

Budowę wysypiska zlecono bez przetargu. Inwestor podpisał umowę z wykonawcą bez żadnych negocjacji i nie zabezpieczył swoich interesów. Zawarta umowa nie regulowała żadnych istotnych postanowień w sposób szczegółowy. Nie określono ściśle zakresu rzeczowego robót, nie sprecyzowano sposobu rozliczeń, ani nie przedstawiono zasad wywiązywania się z zawartej umowy.

W umowie ustalono termin rozpoczęcia prac, do budowy wysypiska przy-

stąpiono jednak dwa i pół miesiąca później, nie zgłaszając żadnych wyjaśnień. W efekcie 10-miesięcznej budowy wysypiska wykonano:

- częściowo uszczelnioną nieckę dla etapu I,
- prawdopodobnie drenaż zbierający odcieki (brak zapisów w dzienniku budowy),
- dwa zbiorniki bezodpływowe z kręgów betonowych,
- plan manewrowy – wykonany z płyt używanych i odpadowych,
- drogi wewnętrzne – bez stabilizacji cementem, co przewidywał projekt,
- żwirową drogę dojazdową,
- brodzik dezynfekcyjny – wykonany częściowo,
- kontener obsługi składowiska,
- ustęp suchy,
- ogrodzenie.

Ocena wykonania inwestycji

W trakcie realizacji inwestycji popełniono wiele błędów. Kilkakrotnie odstąpiono od rozwiązań przyjętych w dokumentacji projektowej nie dokonując żadnych uzgodnień. Niewłaściwie wykonano najważniejszy element wysypiska tj. uszczelnienie. Zgodnie z zasadami powinna być prowadzona dokumentacja uszczelnienia (Cichy 1993, Gundle Lining System..., 1989). Dokumentacja ta zawierać powinna certyfikat szczelności spoin wraz z wynikami przeprowadzonych na obiekcie testów. Załącznik do certyfikatu powinien zawierać takie informacje, jak: schemat identyfikacyjny wszystkich spoin na uszczelnionym tere-

nie, tabelę testów spoin zawierającą dane z numerami każdej spoiny, długością spoiny, metodą badania szczelności wraz z odpowiednimi parametrami kontrolnymi, rezultaty prób na rozrywanie i ścinanie spoin, daty wykonania testów, określenie warunków atmosferycznych w trakcie wykonywania uszczelnienia oraz imiona i nazwiska wykonawców spoin i testów.

Zgodnie z zapisem w Dzienniku Budowy w trakcie realizacji wysypiska zrezygnowano z rozkładania folii uszczelniającej na skarpach wykopu do pełnej wysokości. Folię ułożono jedynie na 2/3 powierzchni przewidywanej do uszczelnienia. Nie wiadomo, jaki zastosowano materiał uszczelniający. Nieznany jest sposób jego zainstalowania i zamocowania. Nie wiadomo też, w jaki sposób i w jakich warunkach atmosferycznych łączono folię i czy podłoże było w tym celu odpowiednio przygotowane. Nie wykonano żadnych prób szczelności spoin. W dzienniku budowy nie zamieszczono żadnych notatek informujących o wykonawstwie uszczelnienia.

Generalnie, dokumentacja dotycząca budowy składowiska odpadów prowadzona była niewłaściwie. Nie sporządzono protokołu przekazania placu budowy dla wykonawcy przez zamawiającego. Dziennik Budowy nie został zarejestrowany w Urzędzie Rejonowym i nie zawierał on istotnych zapisów inspektora nadzoru dotyczących kontroli zgodności wykonywanych robót z dokumentacją projektową oraz odbioru poszczególnych etapów inwestycji i elementów robót.

Odbiór końcowy obiektu i doprowadzenie do eksploatacji

Końcowego odbioru obiektu dokonano protokołem sporządzonym w obecności m.in.: wójta gminy, inspektora nadzoru oraz przedstawicieli Wydziału Gospodarki Przestrzennej i Ochrony Środowiska Urzędu Wojewódzkiego w Ostrołęce, Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Ostrołęce, Wojewódzkiej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Ostrołęce i Terenowej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Makowie Mazowieckim. W protokole odebrano całość obiektu nie zgłaszając żadnych zastrzeżeń. Spisano także w obecności Wójta Gminy (zlecniodawcy), przedstawiciela firmy budującej wysypisko (wykonawcy) i inspektora nadzoru, protokół w sprawie przekazania wysypiska śmieci, w którym po dokonaniu oględzin obiektu budowy ustalono, że zlecniodawca wywiązał się z zawartej umowy oraz późniejszych ustaleń. Jakość robót wykonanych określono jako dobrą. Obiekt został przyjęty przez zlecniodawcę i dokonano rozliczenia finansowego.

W trakcie realizacji wysypiska nie dopełniono formalności zakończenia budowy wynikających z obowiązującego wówczas prawa budowlanego (Ustawa z dnia 24 października 1974 r. ...; Ustawa z dnia 31 stycznia 1980 r. ...). Nie przeprowadzono inwentaryzacji powykonawczej i nie określono zasad użytkowania wysypiska. Nie uzyskano zgody na eksploatację wysypiska w formie decyzji z Urzędu Rejonowego.

Eksploatacja wysypiska po wybudowaniu

Mimo że formalna strona budowy wysypiska nie została zakończona, rozpoczęto jego eksploatację. Ilości dowożonych odpadów były jednak niewielkie. Z założeń projektowych wynikało, że z wysypiska korzystać będzie około 3100 mieszkańców. Wyliczono, że tygodniowy dowóz śmieci wynosić będzie od 20 m³ w okresie początkowym do 30 m³ w dalszym etapie eksploatacji składowiska. Daje to około 4–5 m³ odpadów dowożonych w ciągu dnia roboczego. Są to nieznaczne wielkości, pomimo że przeprowadzone szacunki były zawyżone. W takiej sytuacji budowa wysypiska była nie uzasadniona. Wysypisko to nigdy nie będzie dobrze eksploatowane, a jednostkowy koszt unieszkodliwiania odpadów będzie bardzo wysoki. W konsekwencji w ciągu 2 lat eksploatacji wysypiska dowieziono na nie około 100 m³ odpadów, co stanowi około 10% ilości przewidywanych przez projektanta. Od momentu uruchomienia wysypiska eksploatacja prowadzona była niezgodnie z wymaganiami przewidywanymi dla wysypisk sanitarnych, czego należało się spodziewać. Nie prowadzono żadnych zabiegów plantowania odpadów, zagęszczania i przesypywania izolacyjną warstwą ziemi. Nie uzasadnione było bowiem projektowanie sprzętu mechanicznego dla tak małego wysypiska. W związku z tym, że nie wykonano piezometrów do badań wpływu wysypiska na wody podziemne, badań takich nigdy nie prowadzono.

W kwietniu 1996 r. zespół rzeczoznawców dokonał oględzin wysypiska.

W sprawozdaniu (Agopsowicz i Jankowska 1996) stwierdzono, że uszczelnienie wysypiska nie spełnia swojego zadania. W przypadku prawidłowego funkcjonowania uszczelnienia woda dostająca się do basenu wysypiska powinna być prowadzona drenażem do studni zbiorczej. W studni nie stwierdzono obecności wody. W związku z tym należy wnioskować, że wody pochodzące z opadów atmosferycznych dostających się na wysypisko, przesączają się przez nie i dostają się bezpośrednio do środowiska. Wysypisko nie zostało więc praktycznie uszczelnione i stanowi zagrożenie dla środowiska. W tej sytuacji odpady nie mogą być składowane. Wysypisko powinno być przebudowane lub zlikwidowane.

W 1995 r. z inicjatywy nowych władz gminy zlecono wykonanie ekspertyzy na temat prawidłowości zawartej umowy i dokonania odbioru końcowego oraz poprawności rozliczeń finansowych budowy składowiska odpadów bytowych. Zespół rzeczoznawców stwierdził (Opinia techniczna..., 1994), że rozliczenia finansowe budowy prowadzone były niewłaściwie. Na budowę wysypiska wydano kwotę w wysokości 1015 mln starych zł. Umowa ryczałtowa określała wartość wynagrodzenia za budowę wysypiska zgodnie z dokumentacją techniczną w wysokości 880 mln starych zł. Pomimo że nie wykonano pełnego zakresu prac objętych projektem technicznym, przewidywana kwota wzrosła o 135 mln starych zł. Umowa nie zawierała postanowień w zakresie fakturowania częściowego inwestycji, z czego wynika, że przedmiot budowy powinien być rozli-

czany jednorazowo fakturą końcową. Nie zważając na zawartą umowę zamawiający uregulował wynagrodzenie za przedmiot umowy w wysokości 865 mln starych zł na podstawie siedmiu faktur wystawionych przez wykonawcę robót. Ponadto wypłacono wykonawcy dodatkowo za zakup materiałów – folia, siatka ogrodzeniowa i kontener.

Wartość nie wykonanych robót oraz zmniejszenie wartości elementów wykonanych z materiałów niepełnowartościowych określono na kwotę 124 440 tys. starych złotych.

W związku z tym, że budowa wysypiska nie została zakończona i proces budowy budził wiele wątpliwości, nowe władze gminy Czerwonka złożyły w Komendzie Rejonowej Policji zawiadomienie informujące o wadliwie prowadzonej inwestycji – budowie wysypiska odpadów we wsi Dąbrówka, która spowodowała znaczne straty w majątku gminy. Odpowiadając na złożone zawiadomienie Urząd Rejonowy wydał postanowienie o odmowie wszczęcia dochodzenia. W postanowieniu stwierdzono, że w trakcie realizacji inwestycji faktycznie nastąpiły rozbieżności pomiędzy projektem budowy a wykonawstwem. Ustalono jednak, że rozbieżności te były uzgodnione pomiędzy inwestorem, wykonawcą i projektantem. Odstępstwa te uzyskały również pozytywną opinię organów, których orzeczenia przy tego rodzaju budowach są niezbędne. W konsekwencji stwierdzono, że w działaniu inwestora, wykonawcy i projektanta nie było ustawowych znamion czynu zabronionego.

Wykonany obiekt praktycznie nie nadaje się do eksploatacji. Konieczna jest przebudowa wysypiska lub jego zlikwidowanie. Powstała zatem konieczność poniesienia dalszych kosztów związanych z doprowadzeniem wysypiska do użytku lub rozwiązaniem w inny sposób problemu gospodarki odpadowej. Spowodowało to sytuację, w której nakłady finansowe przeznaczone na rozwiązanie gospodarki odpadowej w gminie Czerwonka zostały zmarnowane i nie zrealizowano postawionego celu.

Rozwiązanie alternatywne

Rozwiązaniem alternatywnym do budowy wysypiska gminnego jest rozwiązanie problemu gospodarki odpadami stałymi przez gromadzenie nieczystości w pojemnikach i wywożenie przez wyspecjalizowane jednostki na wysypisko regionalne. Dla takiego przedsięwzięcia w gminie Czerwonka poniżej przedstawiono orientacyjną analizę techniczną i ekonomiczną.

Gminę Czerwonka zamieszkuje około 3100 mieszkańców. Przy założeniu, że ilości powstających odpadów od jednego mieszkańca wynosić będą około $0,3 \text{ m}^3/\text{M rok}$ (Odpady komunalne..., 1992), w ciągu roku powstawać będzie około $930 \text{ m}^3/\text{rok}$ odpadów. Przyjmując, że średnio w gospodarstwie zamieszkują 4 osoby, w gminie znajduje się 775 gospodarstw. Przy wyposażeniu każdego gospodarstwa w pojemnik SM 110 lub podobny o pojemności około 100 dm^3 , należałoby zakupić 775 pojemników. Przy cenie zakupu jednego pojemnika w gra-

nicach 50 zł, koszty inwestycyjne zakupu pojemników wyniosłyby około 40 000 zł. Przy wywozie odpadów co 2 tygodnie, ilości zgromadzonych odpadów wyniosą 36 m^3 , a wypełnienie pojemników SM 110 wyniesie około 50%. Do wywieżenia tych odpadów samochodem-śmieciarką, o pojemności 10 m^3 , trzeba będzie wykonać 4 kursy, co odpowiada 104 kursom w ciągu roku. Koszt wywozu 1 m^3 odpadów z terenów objętych umową kształtuje się w Polsce w granicach 4–5 zł/ m^3 . Łączne koszty wywozu odpadów z terenu gminy na wysypisko regionalne wyniosłyby około 4000–5000 zł.

Reasumując, koszty inwestycyjne zaopatrzenia gminy Czerwonka w odpowiednią liczbę pojemników wyniosłyby około 40 000 zł. Roczny koszt wywozu nieczystości – 4000–5000 zł. Za kwotę 101 500 nowych złotych wydaną w 1993 r. (co wynosi 1015 000 000 w starych zł) można by wyposażać każde gospodarstwo w gminie w pojemniki i wywozić za darmo odpady w ciągu 13 lat. Uwzględniając, że eksploatacja wysypiska wymagałaby dodatkowych kosztów, argumenty ekonomiczne na korzyść utworzenia zorganizowanego systemu unieszkodliwiania odpadów w gminie i wywożenia ich na wysypisko regionalne będą jeszcze bardziej korzystne.

Podsumowanie

Przedstawiony przykład gminy Czerwonka ilustruje, że problem gospodarki odpadami w Polsce wielokrotnie rozwiązywany jest w sposób niewłaściwy. Błędy popełniane są na różnych szczeblach procesu inwestycyjnego

i przez różne jednostki biorące udział w tym procesie.

Błędy projektowe wynikają z:

- projektowania obiektów niedostosowanych do potrzeb; wysypiska projektowane dla zbyt małych jednostek są niezgodne z wytycznymi projektowania tego typu obiektów,
- projektowanie rozwiązań błędnych (wniosek ten nie wynika z przypadku gminy Czerwonka).

Błędy wykonawstwa:

- niezgodnego z dokumentacją projektową,
- niewłaściwego dokumentowania przebiegu prac budowlanych,
- nieprzestrzegania zasad „sztuki budowlanej”.

W konsekwencji obiekty takie są złej jakości i nie nadają się do eksploatacji.

Inwestorzy (samorządy lokalne) popełniają najwięcej zasadniczych błędów, m.in.:

- na etapie planowania rozwiązań gospodarki odpadami często narzucają projektantom (specjalistom) własne wizje, nie poparte rzetelną analizą, nie dopuszczając do analizy rozwiązań alternatywnych; inwestorzy powinni wymagać od projektantów opracowań wielowariantowych na etapie koncepcji, wraz z analizą techniczno-ekonomiczną; wielokrotnie, podobnie jak wynika z analizy przeprowadzonej dla gminy Czerwonka, koszty rozwiązań regionalnych są znacznie niższe niż rozwiązań lokalnych.
- rzadko korzystają z pomocy konsultantów-weryfikatorów; wskazane jest poddanie dokumentacji proje-

ktowej rzetelnej weryfikacji specjalistycznej; jest to najtańszy sposób likwidacji ewentualnych pomyłek projektowych,

- nie zapewniają na etapie wykonawstwa kompetentnego nadzoru budowlanego,
- dokonują odbioru obiektu i przekazują do eksploatacji niezgodnie z przepisami prawa budowlanego, w tym:

- * niekompletnego (m.in. systemu monitoringu środowiska),
- * bez wykonanej dokumentacji powykonawczej,
- * dokonywanie komisyjnego odbioru „pro forma” a nie na zasadach rzetelnej analizy,
- * bez dokonania odpowiednich formalności.

Błędy popełniane przez wspomagające służby kontrolujące proces inwestycyjny (państwowy nadzór budowlany, państwowe inspekcje sanitarno-epidemiologiczne, służby ochrony środowiska i in.):

- nieegzekwowanie kompletności dokumentacji projektowej (m.in. operatów OOŚ),
- nieegzekwowanie prawidłowości prowadzenia dokumentacji budowy,
- uczestniczenie w odbiorach bez dokonania faktycznego, merytorycznego odbioru wykonanych prac,
- akceptowanie eksploatacji obiektów niekompletnych (m.in. bez systemu monitoringu środowiska) i bez dokonanych formalności dopuszczenia do eksploatacji.

Z szacunkowej analizy kosztów budowy wysypiska gminnego w gminie

Czerwonka oraz wariantowo wyposażenia mieszkańców gminy w pojemniki i zorganizowania wywozu odpadów na wysypisko regionalne wynika, że za kwotę wydaną na budowę wysypiska gminnego można by wyposażać każde gospodarstwo w gminie w pojemnik i wywozić odpady za darmo w ciągu 13 lat.

Reasumując uważa się, że proces inwestycyjny związany z modernizacją systemu gospodarki odpadami stałymi w Polsce często prowadzony jest niewłaściwie technicznie i ekonomicznie. Efektem tego jest wydatkowanie znacznych sum pieniędzy bez zapewnienia efektów ekologicznych i społecznych. Z racji, że w procesie tym popełnia błędy wiele jednostek, na różnych szczeblach procesu inwestycyjnego, uważa się, że koordynacją prac inwestycyjnych z dziedziny gospodarki odpadami powinny zająć się energiczniej jednostki centralne, do czego są zobowiązane.

Literatura

- AGOPSOWICZ M., JANKOWSKA R. 1996: *Oce-
na możliwości rozwiązania gospodarki odpa-
dowej na terenie gminy Czerwonka*. AUE
„Ecol-Slix” sp. z o.o. Olsztyn (maszynopis).
- CICHY W. 1993: *Metody łączenia geomembran
na budowie*. Inżynieria Morska i Geotechni-
ka, 3, 110–122.
- Gundle Lining Systems Inc „Gundle” 1989, Infor-
mator firmy.
- MARCINKOWSKI T. 1994: *Gospodarka odpa-
dami komunalnymi jako spójny system dzia-
łania proekologicznego gmin*. Mater. konfer.
– Gospodarka odpadami. Cz. II, Wisła, 11–13
października 1994, „Abrys”, Poznań.
- Odpady komunalne – strategia gospodarki odpa-
dami oraz proponowane metody zbiórki
i unieszkodliwiania w Polsce. Tom 1, 1992.
MOSZNIŁ, Warszawa.
- Opinia techniczna w sprawie prawidłowości za-
wartej umowy i dokonania odbioru końcowe-
go oraz poprawności rozliczeń finansowych
budowy składowiska odpadów bytowych w
Dąbrówce. 1994. PUB „Projekt”, sp. z o.o.,
Maków Mazowiecki (maszynopis).
- PIOTROWSKA M. 1986: *Prognozowanie ilości,
jakości oraz metod usuwania i unieszkodliwia-
nia odpadów*. Wydaw. PZITS, Warszawa.
- Ustawa z dnia 24 października 1974 r. Prawo
budowlane. (DzU nr 38 poz. 229).
- Ustawa z dnia 7 marca 1975 r. w sprawie nadzoru
budowlanego (DzU nr 8 poz. 42).
- Ustawa z dnia 31 stycznia 1980 r. o ochronie
i kształtowaniu środowiska (DzU nr 3 poz. 6
z późniejszymi zmianami).
- Ustawa z dnia 8 marca 1990 r. o samorządzie teryto-
rialnym (DzU nr 16, poz. 95 z późniejszymi
zmianami).
- Ustawa z dnia 17 maja 1990 r. o podziale zadań
i kompetencji określonych w ustawach szcze-
gólnych pomiędzy organy gminy a organy
administracji rządowej oraz o zmianie niektó-
rych ustaw (DzU nr 34, poz. 198 z późniejszymi
zmianami).
- Ustawa z dnia 7 lipca 1994 r. Prawo budowlane
(DzU nr 89, poz. 414).
- Wytoczne programowania i projektowania wysy-
pisk sanitarnych. IKS-MAGTIOŚ, Warszawa
1974, 1979.
- Zarządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zaso-
bów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 23 kwiet-
nia 1990 r. w sprawie inwestycji szczególnie
szkodliwych dla środowiska i zdrowia ludzi
oraz warunków, jakim powinna odpowiadać
sporządzona przez rzeczoznawcę ocena od-
działywania inwestycji i obiektów budowlan-
ych na środowisko. (MP nr 16).
- Zbiór zaleceń do programowania, projektowania
i eksploatacji wysypisk odpadów komunal-
nych 1993. MGPIB, Warszawa.

Summary

The analyse of the mistakes made through an investment process of the rural landfill. In accordance with the Polish legis-
lation local governments are obligated to sol-

ve solid waste disposal and management problems on their territories. All the related activities – as proecological – are supported by financial institutions like e.g. National Found for Environmental Protection (NFOŚ), Bank of Environmental Protection (BOŚ).

The most commonly practised way to sloving the solid waste management problems in rural municipalities is construction of landfil disposal, seems to be the cheapest and easiest method. However, this solution is discrepant from the standards practised in developed countries and recommended also to Poland.

In this paper the mistakes made through an investment proces were analysed, based on a typical example of construction of a rural district dumping ground at Czerwonka (Ostroleka voivodeship). In the conclusion it was stated that solid waste disposal problem in Poland is being resolved by the rural districts improperly very often. Mistakes are made at different levels of an investment process and by various parties participating in the process.

Designers come up with project not adjusted to the districts' factual needs. They design landfills for too small units which is incompatible with the guiding principles for such objects.

Building companies ignore construction plans, submit inaccurate execution resords, disobey building codes. In consequence, objects are of poor quality and not set for exploitation.

Investors (local governments) make numerous mistakes. In the planning phase, they often impose their own solutions – not based on solid analyses – to experts, do not allow for considering alternative solutions. Hardly ever they consult the subject in order to verify it and make improvements. Rarely there is a responsible supervisor appointed to follow the execution process. Some investors appro-

ve objects fore exploitation on their own, violating the building regulations. Often only a *pro forma* acceptance takes place and an object is neither completed nor provided with commissioning documentation.

The controlling parties that play the supportive role during an investment process (e.g. state building inspection, sanitory-epidemiological state inspectorate, environmental protection services) are responsible for the following inaccuracies: incomplete project specifications, lack of proper building records execution, participation in commissioning not based on the prior factual control. Often they admit deficient objects to exploitation, lacking formal allowance.

In the summary it was stated that the investment process related to modernization of solid waste disposal and management system in Poland is often performed in a technically and economically wrong way. It results in big money spending but deprived of desirable ecological and social effects. On account of so many parties involved in the investment process at different levels, the author's opinion is that the whole process ought to be co-ordinated and supervised by the central units, eligible for that.

In the paper the approximate costs of the dumping ground at Czerwonka were estimated as well as the costs of an alternative solution – waste containers provision for all the inhabitants and waste collection and delivery to a regional dumping site. The comparison proves that the money allocated for local construction would have allowed for waste containers provision at every farm and free of charge waste collection for 13 years.

Author's address

M. Agopsowicz

University of Agriculture and Technology – ART
Olsztyn

10-957 Olsztyn-Kortowo, bl. 22a
Poland

✓
Andrzej CIEPIEŁOWSKI

Katedra Budownictwa Wodnego SGGW

Stan melioracji w lasach ze szczególnym zwróceniem uwagi na małą retencję*

Brak znajomości podstawowych pojęć powoduje błędne spojrzenie na problem melioracji wodnych. Przypisuje się meliorantom wszystkie błędy wynikające z działalności inżynierskiej w lasach, chociaż nie zawsze są one ich udziałem. Dlatego wybrano i omówiono te definicje dotyczące melioracji, które wiążą się z przedmiotem ekspertyzy, a jednocześnie odpowiadają nowoczesnym poglądom nie tylko rolników, leśników ale również hydrotechników na meliorację.

Rozwój nauki i powstawanie nowych kierunków, np. proekologicznego, jak również przyczyny, nie zawsze racjonalne, często koniunkturalne spowodowały ewolucję pojęcia melioracji wodnych.

Wyróżnić można: **melioracje rolne lub leśne i melioracje wodne**. Pierwsze pojęcie jest szersze i obejmuje zarówno „ulepszenia”: w rolnictwie lub leśnictwie przez agrotechnikę, mechanizację, na-

wożenie, a także poprawę obiegu wody środkami technicznymi.

Pojęcie **melioracje wodne** obejmuje natomiast działalność człowieka w kierunku sterowania obiegiem wody w dolinie, cieku czy zbiorniku oraz zlewni z wyraźnym ukierunkowaniem na potrzeby rolnictwa lub leśnictwa.

Podstawową definicją melioracji, na podstawie której kształtowały się koncepcje melioracji nie tylko w rolnictwie, ale również w leśnictwie, formułuje J. Ostromecki (1964): „Melioracje rolne stanowią zespół zabiegów organizacyjno-gospodarczych, technicznych i agrotechnicznych, działających trwale przez dłuższy czas i stanowiących podstawę do podnoszenia żyzności gleby i powiększania produktywności rolniczej”.

Zwrócić uwagę należy na aspekt zwiększania produktywności rolniczej jako podstawowego celu melioracji.

Zespół specjalistów, który stanowił kadre meliorantów wodnych w lasach

*Jest to jedna z dwóch ekspertyz z jaką autor prezentował na posiedzeniu Sejmowej Komisji Ochrony Środowiska poświęconej wpływowi melioracji na stan środowiska przyrodniczego (13 lutego 1996).

przyjął koncepcję melioracji wyrażoną w definicji Ostromęckiego. Według nich celem melioracji leśnych była z jednej strony poprawa warunków siedliskowych i związane z tym zwiększenie przyrostu drzewostanów, z drugiej zwiększenie biologicznej odporności lasu, umożliwienie lub ułatwienie czynności gospodarczych w lasach, poprawa stanu zabezpieczenia przeciwpożarowego itp. przez prawidłową regulację stosunków wodnych.

Hydrotechnicy określają melioracje wodne (Abramski, Kowalik 1970) jako „dziedzinę techniki zajmującą się regulacją stosunków wodnych w glebie w celu doskonalenia jej własności pod kątem potrzeb produkcji roślinnej (lub zwiększenia produktywności drzewostanów) przez osuszenie, sztuczne nawodnienie i zabezpieczenie przed erozją”.

W projektowaniu i eksploatacji urządzeń melioracyjnych, zgodnie z prawem wodnym obecnie obowiązującym wyróżnia się urządzenia podstawowe (zbiorniki, cieki regulowane, ujęcia, jazy itp.) i szczegółowe (systemy drenarskie, rowy otwarte, systemy nawadniające). Hydrotechnicy prowadząc swoją działalność inżynierską na danych obiektach w małym stopniu zwracają uwagę na wpływ tych obiektów na środowisko, zwłaszcza niewielkich obszarów leśnych.

Polityka ekorozwoju, która realizowana jest od początku lat 90. przez Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa wymaga nowego zdefiniowania pojęcia melioracji oraz nakreślenia priorytetów celów i zadań melioracji, w tym w lasach. Można

określić, że ekorozwój jest to z jednej strony nadanie rozwojowi konsumpcji i produkcji oraz postępu cywilizacyjnego kierunku, który umożliwia w sposób trwały zachowanie walorów i zasobów środowiska, z drugiej zaś czynną jego ochronę.

Wydaje się, że słuszne jest lansowanie kierunków: melioracje ekologiczne i melioracje sozologiczne.

Melioracje ekologiczne polegają na „ulepszeniu” obiegu wody w zlewni pod kątem wymagań ekologicznych – zachowania typowych siedlisk, bioróżnorodności, stosowania technologii i materiałów przyjaznych środowisku. **Melioracje sozologiczne** są przeprowadzane w parkach narodowych i rezerwatach przyrody z uwzględnieniem wymagań ochrony tych środowisk i często nie przynoszą efektów gospodarczych.

Czy w tym aspekcie tradycyjne pojmowanie melioracji w lasach wywodzących się z definicji J. Ostromęckiego ma rację bytu? Wydaje się, że można pogodzić dwa podejścia do melioracji: ekonomiczne i proekologiczne.

Melioracje wodne w lasach w nowym ujęciu powinny polegać na odtworzeniu warunków, jakie istniały w siedliskach leśnych przed zmianami wynikłymi z działalności gospodarczej człowieka (antropogenicznymi), np. podtapianiem terenu w wyniku wybudowania zbiornika retencyjnego lub osuszenia przez kopalnię odkrywkową czy ujęcia wód głębinowych, przyjmując rozwiązania techniczne, wykonawcze i materiałowe przychylne środowisku.

Zwiększenie produktywności lasów powinno wiązać się przede wszystkim

z plantacjami drzew, a działalność techniczną w lasach ograniczyć do niezbędnego minimum. Cel ekonomiczny – pozyskiwanie drewna, powinien być realizowany w granicach nie przekraczających możliwości produkcyjnych lasów, a pozyskiwanie surowców i produktów ubocznego użytkowania lasu, w sposób zapewniający ich biologiczne odtworzenie, a także ochronę runa leśnego. Zgodne to będzie z ustawami: z dnia 28.09.1991 o lasach (DzU nr 101, poz. 444) i ustawą o ochronie przyrody z dnia 16.10.1991 r. (DzU nr 114, poz. 492).

Zaniechanie konserwacji i remontu urządzeń melioracyjnych w lasach, jakie obecnie obserwujemy, powoduje wtórne zabagnienie siedlisk. Wymaga to ingerencji meliorantów. Zmiany klimatyczne stawiają przed meliorantami zadania łagodzenia skutków braku lub nadmiaru wody.

Na działalność meliorantów w lasach wpływ mają zarówno wadliwie pojmowane cele, dające priorytety ekonomiczno-produkcyjne, jak również błędy w sztuce inżynierskiej.

Z pojęciem melioracji rolnych, leśnych lub wodnych wiąże się problem retencji. **Retencję** rozumiemy jako zdolność do gromadzenia zasobów wodnych i przetrzymywania ich przez dłuższy czas w środowisku biotycznym i abiotycznym (Ciepielowski, Dąbkowski 1995). Największy udział w całkowitej retencji zlewni leśnej ma intercepcja szaty roślinnej, a zwłaszcza lasu, retencja wód otwartych, retencja gleby i retencja wód gruntowych.

W środowisku technicznym zrodziło się pojęcie „małej retencji”, którą stano-

wią małe zbiorniki naturalne (oczka, starorzecza, jeziora) i sztuczne (stawy, sadzawki, wyrobiska z wodą, torfianki i mniejsze zbiorniki retencyjne (zaporowe) o objętości do kilku mln m³ i wysokości piętrzenia $h < 1,5$ m).

Budowa i odtwarzanie małej retencji w lasach jest przypisywana meliorantom, gdyż do tej pory część obiektów „małej retencji” wchodziła w skład systemów melioracyjnych realizowanych w lasach.

Obecnie, kiedy widoczne jest zmniejszanie się zasobów wodnych w wyniku małego zasilania opadowego i obniżania się poziomu wód gruntowych, czego efektem jest zanik naturalnych zbiorników wody, nawet na terenach nie meliorowanych, problem małej retencji nie jest tylko problemem meliorantów, ale również troską leśników, biologów, ekologów itp.

Regulacją stosunków wodnych w lasach państwowych objętych jest 12% gruntów leśnych. W ciągu ostatnich 40 lat dominowały w Polsce odwodnienia obszarów leśnych silnie uwilgotnionych: borów bagiennych, łęgów i lasów wilgotnych. Melioracje nawadniające (podsiąkowe i zalewowe) lasów stanowiły niewielki procent (np. w 1987 r. około 4580 ha lasów). Duże znaczenie miały nawodnienia deszczowniane w szkółkach leśnych.

Z ewidencji obszarów leśnych nadmiernie uwilgotnionych przeprowadzonej w 1956 r. wynikała potrzeba regulacji stosunków wodnych w lasach państwowych na powierzchni 1050 tys. ha w tym:

- powierzchni o zabagnieniu pierwotnym – 102 tys. ha;

- powierzchni o zabagnieniu wtórnym – 948 tys. ha.

Jako wymagające regulacji stosunków wodnych uznano w zasadzie tereny leśne, na których występowały objawy nadmiernego uwilgotnienia gleby o charakterze stałym lub okresowym.

W latach 1951–1990 w ramach robót inwestycyjnych i remontów kapitalnych uregulowano stosunki wodne na powierzchni około 842 tys. ha. W ostatnim 5-leciu zakres melioracji zmniejszył się. W roku 1991 uregulowano stosunki wodne na powierzchni 3375 ha, w 1992 i 1993 roku praktycznie zaniechano regulacji, głównie z braku środków finansowych (Szostak, Wiśniewski 1994). Do końca 1991 r. zmeliorowano 80,5% ogólnej powierzchni zakwalifikowanej w 1956 r. Teoretycznie do wykonania pozostało jeszcze 19,5% powierzchni. Jednak ograniczenie konserwacji urządzeń melioracyjnych oraz dewastacja środowiska sprawiają, że obecne potrzeby melioracji przekraczają zaplanowane.

Pokaźny dorobek stanowią deszczownie w szkółkach leśnych. Ten typ melioracji nawadniający nie jest kontrowersyjny, gdyż nie stanowi zagrożenia dla środowiska naturalnego.

Do roku 1991 na ogólną liczbę 368 szkółek o powierzchni powyżej 3 ha, w 265 zostały zainstalowane deszczownie zapewniające nawadnianie ok. 2010 ha, tj. ok. 80% powierzchni szkółek powyżej 3 ha. W szkółkach o powierzchni poniżej 3 ha zainstalowano 20 deszczowni. Łączna liczba zainstalowanych deszczowni w szkółkach leśnych wynosi 285, w tym 88 przenośnych, 145 pólstałych i 52 stałe.

Głównym efektem dotychczas przeprowadzonych melioracji wodnych w lasach była poprawa warunków siedliskowych i w następstwie zwiększenie przyrostu drzewostanów, a na terenach o zabagnieniu wtórnym, przywrócenie produktywności wyrażającej się zwiększeniem przyrostu drzewostanów o 1,0–2,5 m³/ha rocznie. Przyrost bieżący grubizny w stosunku do przyrostu przed regulacją stosunków wodnych był większy o 100–300%.

Do efektów niewymiernych melioracji wodnych zaliczyć należy:

- ułatwienie wykonywania zabiegów hodowlanych i ochronnych;
- poprawę warunków pozyskiwania i wywozu drewna, a przez to i stanu sanitarnego lasu;
- zwiększenie użytecznej retencji wodnej gleb.

Nasuwa się pytanie, dlaczego melioracje w lasach są przez wielu leśników krytykowane, skoro stwierdzono ich pozytywne efekty?

Na negatywną ocenę melioracji wpływ mają zauważalne ostatnio przesuszenia siedlisk, zabagnienia terenów leśnych oraz zanik sieci hydrograficznej.

Przyczyną tego mogą być:

- błędna koncepcja melioracji;
- błędy w sztuce inżynierskiej;
- brak konserwacji, remontu urządzeń oraz zła eksploatacja urządzeń;
- niesprzyjające warunki klimatyczne ostatniego dziesięciolecia, a zwłaszcza susze;
- wpływ czynnika antropogenicznego niezależnego od meliorantów;
- wylesienia powodujące zabagnienia.

Część tych przyczyn nie jest jednak zależna od dotychczasowej działalności meliorantów.

Problem małej retencji, choć wiąże się z dotychczasową działalnością meliorantów, jest innego typu. Zbiorniki wodne tworzące „małą retencję” mogą, a nie muszą być związane z realizowanym systemem melioracyjnym.

Na przykład, przewidywane w roku 1956 melioracje uwzględniały budowę 12 tys. ha stawów i zbiorników wodnych. W małej liczbie planowano również zbiorniki nie wchodzące w skład systemu melioracyjnego, np. do celów ekologicznych, czy pojenie zwierzyny leśnej.

Uważam, iż na terenach leśnych powinien być realizowany program na rzecz tworzenia i odtwarzania retencji w lasach państwowych i parkach narodowych. W programie tym powinno się uwzględnić trzy formy retencji: korytowej, zbiornikowej i glebowo-gruntowej; przy równoczesnym rozwijaniu intercepcji przez realizację programu zalesień. Wąskie pojęcie „małej retencji” (patrz: Wprowadzenie) powinno być zastąpione szerszym – „retencją”, a prace z tego zakresu powinny mieć charakter interdyscyplinarny.

Według F. Białkiewicza i S. Babińskiego (1980, 1981) przebudowa drzewostanów, odpowiednie zabiegi pielęgnacyjne (np. wprowadzenie podszytu) i prace melioracyjne – odwadniające lekkich gleb leśnych wywołują wzrost zdolności retencyjnej nawet do 40% opadu rocznego, z tego 16% wody zużywają drzewa w procesie transpiracji, reszta wpływa na zwiększenie się odpływu. Na siedliskach borowych zmiany retencji

gleb są nieznaczne i powodują wzrost ewapotranspiracji do 2%. Wszystkie zbiorniki wodne zwiększają retencję powierzchniową i ewapotranspirację. Mają też regulacyjny wpływ na kształtowanie się reżimu odpływu wody w cieku. Stałe piętrzenie wody w zbiornikach zaporowych powoduje infiltrację, która wpływa na podwyższenie stanu wód podziemnych i podtapianie terenów przyległych. Wielu ekologów i paludologów podkreśla pozytywną rolę retencji w obiegu wody (Okruszko 1987).

O wadze problemu retencji świadczą wypowiedzi uczestników Seminarium Naukowego nt. „Odbudowa małej retencji w lasach i parkach narodowych”, jakie odbyło się w IBL w dniu 23.VI.1993 r. oraz przykłady zaczerpnięte z praktyki. Przy okazji wyjazdów terenowych i z przestanych informacji do Zakładu Gospodarki Wodnej IBL stwierdzono zaniechanie akwenów w Nadleśnictwie Kaliska – wyszło jezioro Białe Błota, w Nadleśnictwie Gołębki zanik kilku śródlęśnych oczek wodnych, w RDLP Katowice wyschnięcie wody w wybudowanych zbiornikach śródlęśnych. Przykłady te świadczą dobitnie, że problem retencji w lasach powinien być priorytetowy i rozwiązany kompleksowo przez interdyscyplinarny zespół.

Literatura

- ABRAMSKI K., KOWALIK P. 1970: *Miejsce melioracji wodnych wśród nauk technicznych*. Wiad. Melior. i Łąkarskie nr 3.
BIAŁKIEWICZ F., BABIŃSKI S. 1980: *Gospodarka leśna w kształtowaniu zasobów wodnych dorzecza Wisły*. Gosp. Wod. nr 12.

- BIAŁKIEWICZ F., BABIŃSKI S. 1981: *Znaczenie lasu w kształtowaniu retencji wodnej gleb i odpływie wód opadowych*. Sylwan nr 1.
- BABIŃSKI S. 1992: *Wdrożenie wyników badań hydrologiczno-leśnych w praktyce leśnej*. Prace IBL seria B, Numer specjalny: *Gospodarka wodna w lasach*.
- CIEPIEŁOWSKI A., DĄBKOWSKI S. 1995: *Problemy małej retencji w lasach*. Sylwan nr 11.
- DYNOWSKA T. 1993 (red.): *Przemiany stosunków wodnych w Polsce w wyniku procesów naturalnych i antropogenicznych* (w tym: *Wpływ gospodarki leśnej, rolnej i melioracji wodnych na obieg wody*, aut.: Ciepielowski A., Gutry-Korycka M.) Kraków.
- OKRUSZKO H. 1987: *Zagrożenia ekologiczne wynikające z prac melioracyjnych* Mat. Konf. NOT i TWM.
- OSTROMECKI J. 1964: *Wstęp do melioracji rolnych*. PWRiL, Warszawa.
- SOMOROWSKI C. 1992: *Przyczynek do badań nad rolą retencji glebowo-gruntowej terenów zalesionych w bilansie wodnym zlewni*. Prace

IBL s. B. Numer specjalny: *Gospodarka wodna w lasach*.

SZOSTAK A., WIŚNIEWSKI S. 1994: *Regulacja stosunków wodnych w lasach*. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, nr 246 Konferencje III, t. 1.

Summary

The Condition of Water Reclamation in Forests with Small Scale Storage Waters in Particular. The article presents information on positive and negative effects of water reclamation in forests. Special attention is drawn to the necessity of preservation and development of small scale storage waters.

Author's address:

A. Ciepielowski
Warsaw Agricultural University
02-787 Warszawa ul. Nowoursynowska 166
Poland

Matematyczny model kreowania oceny w procesie dydaktycznym

W praktyce dydaktycznej prawie powszechnie stosowana jest metoda oceniania za pomocą punktów (ocena kwantytatywna-ilościowa). Metoda ta ma niewątpliwie wiele zalet, w szczególności gdy jest stosowana przy ocenie bieżących, a nie okresowych lub końcowych wyników dydaktycznych. Wprowadzenie szerokiej skali ocen, względna łatwość określenia zasad kreowania wielkości oceny, możliwość pominięcia w bieżących sprawdzianach oceny negatywnej, oto niewątpliwe zalety tej metody oceniania.

Zamiana oceny punktowej na ocenę stopniową (ocena kwalitatywna – jakościowa) w znacznym stopniu ma cechy nieuzasadnionej dowolności. Utrwaliła się praktyka wyrażania oceny jakościowej za pomocą oceny ilościowej, tj. wyrażanie oceny stopniowej za pomocą oceny liczbowej: 2, 3, 4, 5, oraz ocen pośrednich: $3\frac{1}{2}$, $4\frac{1}{2}$, a nawet 3–. Oceny te zaczęto traktować instrumentalnie przypisując im sens ilościowego zakresu przyswojenia wiedzy. Zagubiony został charakter jakościowej treści oceny, zanikło rozumienie istotnej różni-

cy między oceną pozytywną a negatywną.

W przekonaniu autorów jest to tendencja w konsekwencji prowadząca do relatywizmu nie tylko poznawczego, lecz także etycznego. Wynikł z tego dość znamieny fakt, iż ocena pozytywna, tj. „3”, mieści się gdzieś w połowie dopuszczalnej skali oceny ilościowej, tj. gdzieś w połowie zakresu wiedzy ocenianego na „5”. Takie pojmowanie oceny stopniowej prowadzi w praktyce do ustalenia liniowej zależności między oceną stopniową i punktową; na ogół odpowiedniość między tymi ocenami ustalana jest arbitralnie.

W Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego stosowano następujące przeliczniki (tab. 1):

TABELA 1. Zamiana punktów na stopnie w SGGW podczas egzaminów wstępnych z matematyki w latach 1980–1990

Liczba punktów	Ocena
0–25	ndst
26–30	dst
31–35	dst $\frac{1}{2}$
36–40	db
41–46	db $\frac{1}{2}$
47–50	bdb

Do uzasadnionego ustalenia wielkości przedziałów przy zamianie jednej oceny w drugą można by zastosować metody statystyczne, wymagają one jednak pomiarów pilotażowych, oddzielnie dla każdej populacji i każdego sprawdzianu lub wieloletnich badań studyjnych. Prezentowany model matematyczny wydaje się pozbawiony tego mankamentu. Przyjmujemy następujące założenia:

- W procesie dydaktycznym efektywność przyswajania nowych informacji (percepcja skuteczna) jest proporcjonalna do ilości informacji już przyswojonej.
- Propagacja błędu (propagacja dezinformacji) jest proporcjonalna do aktualnego stanu dezinformacji.
- Efektywność procesu dydaktycznego jest zależna od intensywności procesu dydaktycznego (gęstości przekazywania informacji). Przyjmujemy, że jest to funkcja potęgowa, zależna od czasu realizacji procesu dydaktycznego.

Mamy zatem:

$$dy/dx = at^{\alpha}y(b-y) \quad (1)$$

gdzie:

t – zmienna określająca moment realizacji procesu dydaktycznego (czas mierzony od początku trwania procesu),

y – skumulowana ilość przyswojonej informacji do momentu t ,

b – całkowita ilość informacji określona rozważanym procesem,

α – wykładnik potęgi związany z intensywnością procesu dydaktycznego,

a – współczynnik dodatni.

Wprowadzamy oznaczenia:

$$a = \frac{\alpha + 1}{b} \cdot c \quad (2)$$

$$x = \frac{1}{tc^{\alpha+1}} \quad (3)$$

wówczas:

$$dy/dt = dy/dx \cdot dx/dt = dy/dxc^{\alpha+1} \quad (4)$$

$$t^{\alpha} = x^{\alpha} : c^{\frac{\alpha}{\alpha+1}} \quad (5)$$

Podstawiając 4) i 5) do równania 1) otrzymujemy

$$dy/dx = \frac{\alpha + 1}{b} x^{\alpha} y(b - y) \quad (6)$$

stąd

$$\frac{b}{y} \cdot \frac{dy}{b-y} = (\alpha + 1)x^{\alpha} dx \quad (7)$$

a więc

$$\ln \left| \frac{y}{b-y} \right| = x^{\alpha+1} + c \quad (8)$$

Przyjmujemy warunki początkowe: w momencie $x=0$ realizowana jest połowa programu, mamy więc

$$y = \frac{b}{1 + \exp(-|x|^{\alpha}x)} \quad (9)$$

Jak łatwo zauważyć

$$\lim_{x \rightarrow +\infty} y = b; \lim_{x \rightarrow -\infty} y = 0 \quad (10)$$

Zatem b jest rzeczywiście całkowitą ilością informacji określoną programem,

wielkości tej można przypisać np. maksymalną liczbę punktów oceny przypisaną danemu programowi.

Niech

$$b = 50 \quad (11)$$

daje to ostatecznie bogatą skalę ocen, wówczas

$$y = \frac{50}{1 + \exp(-|x|^\alpha \cdot x)} \quad (12)$$

Skala ocen dotyczy całego przedziału wartości y , niech wartość $y = b/2$ odpowiada ocena stopniowa $2 \frac{1}{2}$.

Do wyznaczenia wielkości parametru α wystarczy określić odpowiedniość jakiegokolwiek oceny w skali punktowej i w skali stopniowej, np. podać najmniejszą liczbę punktów przypisaną ocenie pozytywnej. W odniesieniu do tej oceny istnieją dość znaczne różnice zdań wśród dydaktyków, od 20 do 32 punktów w sali 50-punktowej, dość jednomyślne natomiast jest stanowisko w stosunku do oceny bardzo dobrej. Przyjmuje się, iż przy tej ocenie nie powinien wystąpić żaden błąd merytoryczny oraz zdecydowanie mało błędów formalnych. W skali 50-punktowej wielkość dopuszczalnego błędu ocenia się na 5 punktów.

Dla wartości $y = 45$ i $x = 2,5$ ($x = 0$ odpowiada ocenie 2,5) otrzymujemy z (12)

$$\alpha = -0,02546 \quad (13)$$

a stąd następujące przedziały oceny w punktach i oceny w stopniach (tab. 2).

Jak łatwo zauważyć istnieje zupełna zgodność w klasyfikowaniu ocen ndst

TABELA 2. Przedziały oceny w punktach odpowiadające danym ocenom w stopniach

Ocena w stopniach	Ocena w punktach
2 (ndst)	0–25
3 (dst)	26–36
3 1/2 (dst+)	37–40
4 (db)	41–43
4 1/2 (db+)	44–45
5 (bdb)	46–50

oraz bdb, obie skale wg tabeli 1 i tabeli 2 są identyczne w tym zakresie, może to stanowić potwierdzenie słuszności przyjętych założeń teoretycznych. W zakresie ocen pośrednich, oceny wg tabeli 1 są znacznie łagodniejsze.

Tabela ocen 1 skonstruowana została metodą podziału równomiernego przedziału zmienności oceny, w konstrukcji tej nie uwzględnia się wzrastających trudności związanych z pełniejszym przyswojeniem programu, opanowaniem go expedite. Prezentowany tu model oceny ma znacznie szersze zastosowania niż tylko kreowanie oceny w procesie dydaktycznym, dalsze zastosowania przedstawimy w następnym opracowaniu.

Summary

Creating of the mathematical model for the education process. Proposed model is more precised as common used. Model is based on the logistic process of the perception of information.

Authors' address:

B. Leszczyński, K. Leszczyńska
Warsaw Agricultural University – SGGW
02–787 Warszawa. ul. Nowoursynowska 166
Poland

✓

Helena KAZIEKO, Lucyna KAZIEKO

Katedra Zastosowań Matematyki SGGW

W poszukiwaniu modelu matematycznego

Zastosowanie matematyki do badania zjawisk rzeczywistych polega przede wszystkim na tym, że dla danego zagadnienia poszukuje się modelu matematycznego, który można przyjąć jako opisujący dane zjawisko z dostateczną precyzją. Po wyborze modelu formuluje się dla niego właściwości formalne, które mają dać ilościowy i jakościowy obraz rzeczywistego zjawiska.

Teoria matematyczna i rozważania matematyczne powinny spełniać warunki istnienia i jednoznaczności rozwiązań. Dowód istnienia rozwiązania może wskazywać drogę do rozwiązań numerycznych. Praktyka żąda od matematyki takich rozwiązań, które są możliwie łatwe do obliczeń numerycznych i z których można wnioskować o zależności otrzymanego rozwiązania od parametrów występujących w rozważanym modelu.

Nie próbując reformować całości zagadnień matematycznych, stosowanych przy rozwiązaniu problemów praktycznych, ograniczymy się do kilku gałęzi mechaniki ośrodków ciągłych, hydrodynamiki i aerodynamiki.

W mechanice ośrodków ciągłych jest brak ogólnej teorii obejmującej wszy-

stkie bądź przynajmniej główne zagadnienia hydro- i aerodynamiczne. Przyczyna tkwi niewątpliwie w bardzo skomplikowanych fizycznych własnościach płynów (tj. cieczy i gazów). Dlatego różne grupy zagadnień wymagają – celem otrzymania zgodnych z doświadczeniem wyników – wielu zupełnie odmiennych wyjściowych założeń upraszczających. Tym tłumaczy się fakt, że mechanika ośrodków ciągłych rozpada się w gruncie rzeczy na wiele dużych samodzielnych działów, rozwijających się w znacznym stopniu niezależnie od siebie, pomimo że tematy występujące w poszczególnych działach częściowo pokrywają się. Głównymi takimi działami są: hydrodynamika cieczy rzeczywistej, hydrodynamika płynów nieściśliwych i nielepkich, hydrodynamika cieczy lepkich, dynamika gazów itd. Te same działy mogą występować w aerodynamice i hydrodynamice, np. odpływy wywołane poruszającymi się w płynie ciałami.

Każdy z tych działów wymaga innego aparatu analitycznego, inny aparat matematyczny stosuje się przy badaniu przepływów płaskich, inny przy przepływach przestrzennych, bez porównania większe trudności występują przy anali-

zie przepływów nie ustalonych niż ustalonych. Odmienne problemy stanowią ruchy falowe płynów, zupełnie swoisty charakter wykazują zjawiska turbulencji.

Zresztą uzasadnienia tak znacznego podziału mechaniki ośrodków ciągłych szukać należy nie tylko w zasadniczych różnicach tkwiących w samych założeniach wyjściowych. W myśl tych założeń w poszczególnych działach buduje się odpowiednie schematy teoretyczne badanych zjawisk, opierając je często na zupełnie odmiennych modelach ośrodka ciągłego. Klasyfikacja ta uzasadniona jest również odmiennością metod matematycznych stosowanych przy rozwiązywaniu tak wystylizowanych zagadnień. I właśnie ta ostatnia okoliczność ma dla nas, matematyków, największe znaczenie.

Podstawę teoretyczną każdego z wymienionych działów stanowi odpowiadające mu równanie różniczkowe rzędu drugiego o pochodnych cząstkowych lub układ takich równań różniczkowych.

Hydrodynamiczne równania różniczkowe ruchu zawierają cztery elementy charakterystyczne zarówno z punktu widzenia fizycznego, jak i matematycznego. Z jednej bowiem strony elementy te reprezentują cztery rodzaje sił: siły bezwładności, siły zewnętrzne (np. grawitacyjna), ciśnienie oraz siły tarcia wewnętrznego, wywołane lepkością płynu. Z drugiej zaś strony, w zależności od wyrazów występujących w równaniu różniczkowym, zmienia się sam typ równania i co za tym idzie – trudności matematyczne, z którymi spotykamy się przy poszukiwaniu rozwiązań.

Jeżeli nie pominiemy żadnej z wymienionych sił, otrzymujemy znane nieliniowe równania Naviera-Stokesa. Stanowią one matematyczny opis laminarnych przepływów płynu lepkiego. Równania te w ogólnej postaci niełatwo poddają się matematycznej analizie. Były one i są nadal przedmiotem dociekań matematycznych. Tylko w nielicznych najprostszych przypadkach udało się wyznaczyć rozwiązanie w postaci efektywnej (np. dla przepływów prostoliniowych oraz niektórych przepływów płaskich).

Charakterystyczne dla omawianych zagadnień – zwłaszcza gdy są one natury aerodynamicznej, a więc gdy idzie o wyznaczenie własności opływów dookoła danych brył – jest to, że trudności analityczne tkwią nie tyle w złożoności wyjściowych równań różniczkowych Naviera-Stokesa, ile raczej w konieczności spełnienia swoistych warunków brzegowych spowodowanych przyleganiem płynu lepkiego do ścianek opływanej przeszkody. W ujęciu formalnym występuje to najwyraźniej, gdy od równań różniczkowych z danymi warunkami brzegowymi przechodzimy do równoważnych im równań całkowych. Znacznie łatwiej jest podać przykłady funkcji czyniących zadość równaniu Naviera-Stokesa, niż znaleźć rozwiązanie tego równania spełniające żądane warunki brzegowe (chyba że te ostatnie będą wyjątkowo proste). Trudności analityczne powiększają się jeszcze dla przepływów nie ustalonych.

Trudności, jakie napotykamy przy poszukiwaniu ścisłych rozwiązań równań Naviera-Stokesa, powodują, że dla wielu niezmiernie ważnych opływów

tych ścisłych rozwiązań nie udało się znaleźć. Dla przykładu można podać tak elementarne zadanie jak ruch kuli w płynie lepkim.

Trudności natury teoretycznej składają do wprowadzenia nieraz daleko idących uproszczeń bądź samych równań, bądź warunków brzegowych. Dwa najbardziej typowe uproszczenia polegają na zaniedbaniu w równaniach wyjściowych wyrazów opisujących albo siły bezwładności, albo siły lepkości (w odniesieniu do ostatniej siły – zależnie od tzw. liczby Reynoldsa). Przy całkowitym zaniedbaniu sił lepkości równania hydrodynamiczne Naviera-Stokesa przekształcają się w równania płynu idealnego – równania Eulera.

Aby jednak w ten sposób dojść do radykalnego uproszczenia całego zadania matematycznego trzeba niezależnie od uproszczeń równań różniczkowych zmienić też warunki brzegowe na takie, jakie odpowiadają założeniom płynu idealnego, który zamiast przylegać, ślizga się po ściankach opływanej przeszkody. Gdy przyjmiemy tego rodzaju założenia, wyznaczenie odpowiednich opływów ustalonych przybiera bądź od razu postać typowego zagadnienia Dirichleta czy Neumanna bądź też może być do tej postaci sprowadzone. Tak właśnie postępuje się np. przy wyznaczaniu, w myśl teorii Helmholtza, powierzchni nieciężkości prędkości, ograniczających tzw. „obszar martwy”, tworzący się za opływającą przeszkodą. Podobnie powstaje teoria ruchu ślizgowego po powierzchni cieczy.

Takie pośrednie czy bezpośrednie sprowadzanie zasad hydro- i aerodynamicznych do zagadnienia Dirichleta lub

Neumanna, czy uogólniającego je zagadnienia Riemanna-Hilberta, stwarza możliwość stosowania bardzo rozwiniętych i skutecznych środków analizy matematycznej: teorii potencjału, równań całkowych, teorii funkcji ortogonalnych oraz rozmaitych szczegółowo opracowanych funkcji specjalnych. Jeśli zaś idzie o przepływy płaskie, to można poszukiwać rozwiązań również metodami teorii funkcji holomorficznych zmiennej zespolonej oraz teorii odwzorowań konforemnych. W grę przy tym wchodzić mogą zarówno obszary jednospójne, jak i wielospójne (np. odpływy dookoła wielopłatów).

Dla zastosowań technicznych niezmiernie cenną własnością wyżej wspomnianych klasycznych już metod analizy matematycznej jest to, że pozwalają one niejednokrotnie wyrażać szukane rozwiązania w postaci zamkniętej, przejrzystej i stosunkowo prostej. Okoliczność taka ogromnie ułatwia dyskusję przydatności praktycznej tych rozwiązań. Nadmienmy, że również niektóre przepływy pierwszej kategorii, tj. przepływy powolne dają się sprowadzić do analogicznej postaci formalnej. Są to ważne dla budownictwa wodnego laminarne przepływy występujące podczas filtracji cieczy lub gazów przez jednorodne warstwy gruntu. Jeżeli natomiast filtracja ma przebieg nie ustalony, dochodzi się do równania różniczkowego cząstkowego rzędu drugiego typu hiperbolicznego – takiego samego jak w teorii przewodnictwa cieplnego.

Wracając do przepływów o dużych liczbach Reynoldsa należy pamiętać, że nie zawsze wolno stosować dla całego

przepływu prosty schemat płynu nieściśliwego. Chodzi o to, że w bezpośrednim sąsiedztwie „opływanych” ścianek nawet słaba lepkość płynu daje znać o sobie w postaci tzw. „warstwy przyściennej”. W przekroju poprzecznym takiej bardzo cienkiej warstewki przyściennej prędkość zmienia się od zera w pobliżu ścianki do wartości – na granicy warstwy – odpowiadającej przepływowi płynu idealnego. Ponieważ zmiany te zachodzą na bardzo krótkim odcinku, powstają w warstwie przyściennej – nawet przy małej lepkości – siły tarcia rzędu co siły bezwładności. Stąd wniosek, że w opływach odbywających się przy dużych liczbach Reynoldsa nie można zaniedbywać sił lepkości działających w bezpośrednim sąsiedztwie ścianek. Istnieje rozbudowana teoria matematyczna laminarnej warstwy przyściennej. Podstawę stanowi tutaj równanie różniczkowe typu parabolicznego i równania Prandtla-Misesa.

Zauważmy jednak, że obok laminarnej warstwy przyściennej tworzy się w pewnych warunkach warstwa turbulentna, w której rządzą zupełnie inne prawa. Ujęcie matematyczne warstwy przyściennej turbulentnej napotyka wciąż trudności wynikające ze złożoności opisu ruchów turbulentnych. Wydaje się, że najlepszą metodę, jak do tej pory, stanowią metody statystyki matematycznej. Mimo wysiłków najwybitniejszych matematyków nie udało się dotychczas zrezygnować ze „wzorów empirycznych” o ograniczonym zakresie stosowności.

W teoriach matematycznych częścięj opisuje się z matematyczną precyzją przepływy ustalone, gdyż do tego wy-

starcza „prostszy” aparat matematyczny niż do opisów przepływów nie ustalonych. Tymczasem w przyrodzie nie ma przepływów ustalonych. Przepływy ustalone powinny być traktowane jedynie jako pewnego rodzaju uproszczony schemat procesów rzeczywistych jako postać graniczna przebiegu tych procesów. Jednakże, aby przekonać się, czy te przepływy ustalone czynią zadość takim warunkom, trzeba wyjść od przepływów nie ustalonych i następnie wykazać, że te przepływy asymptotycznie zbiegają się do rozważanych przepływów ustalonych.

Przykład tego rodzaju postępowania podał Riemann jeszcze w 1860 r. w swej klasycznej rozprawie. *Über die Fortpflanzung ebener Luftwellen von endlicher Schwingungsweite*. Rozwiązanie to dotyczy jednak niezmiernie prostego przepływu nie ustalonego, a mianowicie ruchu prostoliniowego. Doskonałym osiągnięciem byłoby dostosowanie metod Riemanna do przepływów ogólniejszych, gdy w równaniach różniczkowych ruchu występują więcej niż dwie zmienne niezależne.

Powyższe refleksje są dalekie od wyczerpnia tematu. Dyskusja nad metodami matematycznymi opisującymi zjawiska ruchu płynu może prowadzić do następujących wniosków:

1. Klasyczne metody analizy, jak np.: metoda potencjału, metoda charakterystyk równań typu hiperbolicznego, teoria funkcji analitycznych, teoria odwzorowań konforemnych – stanowią wciąż niezbędne, a często najskuteczniejsze narzędzia do poszukiwań efektywnych roz-

wiązań aktualnych zagadnień inżynierskich.

2. Do metod analitycznych należy dołączyć równania całkowe, teorię funkcji ortogonalnych. Na szczególną uwagę zasługują równania całkowe o jądrze osobliwym, np. badane przez Muscheliszwilego i innych.

3. Rachunek operatorowy i rachunek macierzy zajmują osobne miejsce w mechanice ośrodków ciągłych.

4. Przykłady zastosowania analizy funkcjonalnej do zagadnień badania zbieżności procesów iteracyjnych upoważniają do przypuszczenia, że analiza funkcjonalna jest narzędziem, które ułatwia rozwiązywanie wielu problemów mechaniki płynów.

5. Podstawę teoretyczną zagadnień związanych z przepływami płynu stanowią równania różniczkowe zwyczajne i równania różniczkowe cząstkowe rzędu drugiego. Dlatego w zastosowaniu okazują się cenne nie tylko efektywne metody ich rozwiązywania, ale i jakościowa analiza tych równań oraz zagadnień brzegowych.

6. Nieodzowne narzędzie stanowią metody numeryczne.

7. W wielu przypadkach niezastąpione są metody statystyki matematycznej.

Literatura

- ARIS R. 1978: *Mathematical Modelling Techniques*. Research Notes in Mathematics 24, Pitman Advanced Publishing Program, Boston.
- BARLETT J.H. 1975: *Classical and Modern Mechanics*. University of Alberta Press.
- BELTRAMI E. 1987: *Mathematics for Dynamic Modelling*. Academic Press, Boston.
- BOAS M.L. 1966: *Mathematical Methods in the Physical Sciences*, Wiley, New York.
- CURTAIN R.F., FALB P.L. 1971: *Stochastic Differential Equations in Hilbert Space*, J. Differ. Equat., 10(3).
- KANE T.R., LEVINSON D.A. 1985: *Dynamics Theory and Applications*, McGraw-Hill Book Company, New York.

Summary

Looking for mathematical model. The difficulties in finding a mathematical model accurately describing actual phenomena have been presented. The authors analyse the division of the mechanics of continuous media according to the diversity of applied mathematical methods. Particular sections of mathematics related to the problems of the mechanics of fluids are mentioned in the conclusions.

Authors' address

H. Kaziuko, L. Kaziuko

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Ocena możliwości ochrony jeziora Drużno przed degradacją

Wstęp

Degradacja jezior jest problemem ważnym, gdy dotyczy obszarów będących pod ochroną i przedstawiających szczególną wartość dla środowiska naturalnego. Unikatowy charakter jeziora, przejawiający się w postaci walorów przyrodniczo-krajobrazowych, czyni je niepowtarzalnym w swoim rodzaju, wymagającym szczególnej ochrony. Bogactwo biotopów i duża różnorodność siedlisk, które obecnie cechują Drużno, zagrożone jest nadmierną sedimentacją i zarastaniem. Niezbędne jest więc podjęcie działań ochronnych w tym regionie narażonym na szybką utratę tych walorów w wyniku oddziaływania procesów zalądowania, postępujących od wielu lat, wzmożonych w ostatnich latach ze względu na ekspansję gospodarczą człowieka w lokalny ekosystem. Niniejsze opracowanie przedstawia w sposób skrótowy zjawisko degradacji jeziora Drużno, reprezentującego swoisty przykład siedliska o szczególnych wartościach przyrodniczych, skutki oraz realne sposoby zapobiegania tym procesom.

Zakres pracy obejmował:

- ocenę stanu jeziora Drużno,
- charakterystykę antropogenicznej działalności w zlewni jeziora,
- oszacowanie i analizę natężenia procesów erozyjnych w zlewni jeziora,
- ocenę możliwości ograniczenia sedimentacji w basenie jeziora.

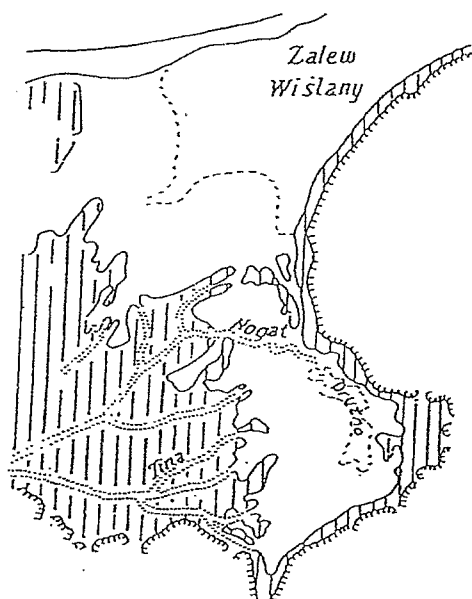
Ze względu na obszerność całego zagadnienia, próbę wstępnego oszacowania zjawiska erozji dokonano na podstawie obliczeń dla rzeki Wąskiej i w przybliżony sposób naświetlono skalę problemu dla całej zlewni jeziora Drużno z uwzględnieniem wszelkich uwarunkowań i dostępnych materiałów.

Charakterystyka środowiska jeziora Drużno

Według podziału Polski na krainy naturalne zlewnia jeziora leży w obrębie czterech jednostek fizyczno-geograficznych (Żuławy Wiślane, Pojezierze Iławskie, Wzniesienie Elbląskie, Równina Warmińska). Jako jej bezpośrednią powierzchnię można uznać obszar położony

ny pomiędzy wałami przeciwpowodziowymi a linią brzegową o całkowitej powierzchni ok. 17,9 km² przy długości linii brzegowej ok. 28 km.

Jezioro Drużno jest intensywnie zanikającym zbiornikiem wodnym położonym na wysokości ok. 0,3 m n.p.m. Akwen ten o powierzchni ok. 1446 ha, maksymalnej głębokości 3,0 m i pojemności 22,4 mln m³ stanowi relikwint znacznie większego zbiornika wodnego. Obecna postać jeziora jest wynikiem wielowiekowych działań procesów zalądowania występujących na tych terenach na dużą skalę. Pierwszy dokładny zarys jeziora został przedstawiony na mapie opracowanej przez Bertrama w 1300 r. (rys. 1), z której wynika, że jezioro leży na terenie starej zatoki morskiej, w jej bezpośredniej strefie brzegowej. Była ona połączo-

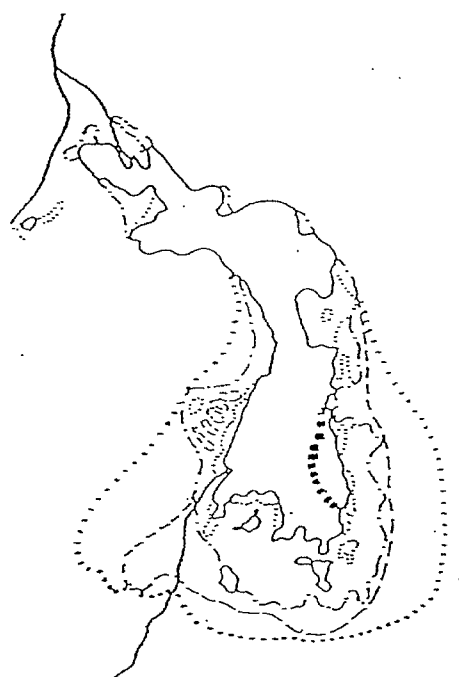


RYСУNEK 1. Mapa okolic Drużna 1300 r. (wg Bertrama)

na z Zalewem Wiślanym przez cieśninę, która w wyniku działań akumulacyjnych Nogatu ulegała ciągłemu zmniejszaniu. Zalądowanie to odbyło się głównie od strony zachodniej, o czym decydowały płynące tu wielkie rzeki o stosunkowo dużych spadkach szczególnie w ich dolnym biegu. Na nowo powstałych terenach bagiennych zaczęła się ekspansja bujnych lasów olchowych utrwalających powstały stan. O ilości zakumulowanych utworów najlepiej mówią wiercenia geologiczne, które wskazują, że grubość warstwy mułu od strony zachodniej i południowej jest bardzo zróżnicowana osiągając miejscami wartość 10 m, a nawet więcej. Tereny leżące na wschód od jeziora posiadają warstwę namułu o miąższości znacznie mniejszej. Kolejne stadia ewolucji (rys. 2) wskazują, że już w 1576 r. północna część jeziora Drużno była podobna do obecnej. Od tego czasu największe zalądowanie występowało w jego południowej części. Jest to zrozumiałe, gdyż z tej strony znajdują się prawie wszystkie dopływy, podczas gdy w północnej części zlewni woda z jeziora wpływa do Zalewu Wiślanego. W kolejnych wiekach ulegają przesunięciu południowo-zachodnie i południowo-wschodnie brzegi jeziora. Mapa pruska z 1910 r. podaje zarys linii brzegowej jeziora niemal całkowicie zbliżony do dzisiejszego. W obecnej fazie (rys. 3) jezioro przedstawia bardzo płytki zbiornik wodny, zagrożony szybką degradacją, a nawet całkowitym zanikiem. Zakumulowane tu utwory glebowe charakteryzowały się dużymi wartościami rolniczymi dlatego człowiek już bardzo dawno zaczął intensywnie zagospodarowywać te

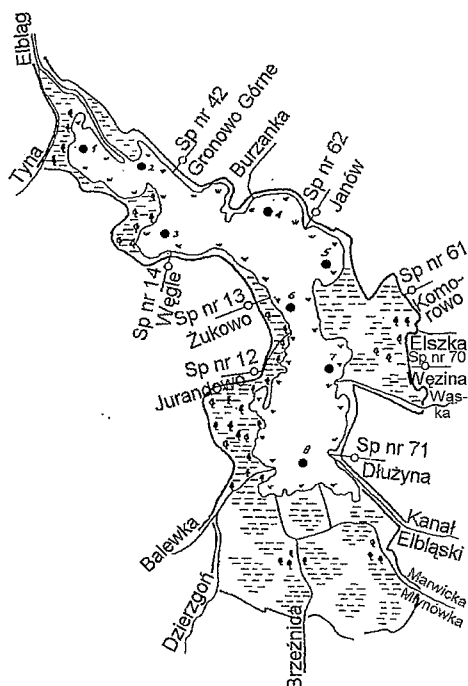
teren. Budowa polderów, obwałowań, obniżenie zwierciadła wód gruntowych przez pompowanie oraz wiele zabiegów melioracyjnych odbiły się na charakterze zbiornika. Oprócz działalności człowieka również uwarunkowania naturalne w obrębie jeziora mają negatywny wpływ na jego ekosystem. Przepływowy charakter jeziora za pośrednictwem rzeki Elbląg i połączenie z wodami Zalewu Wiślanego mają duży wpływ na rozwój je-

ziora. Połączenie to istotnie zmienia stosunki ekologiczne panujące w zbiorniku. Zjawisko napływu wód do jeziora występuje głównie w okresie letnim, kiedy to stan wody jest stosunkowo niski, w wyniku przesiąkania jej do terenów depresyjnych oraz w czasie jesienno-zimowych sztormów morskich. Towarzyszy temu wzrost zasolenia. W bilansie wodnym jeziora dominującą rolę odgrywa



- - - - Henanberger 1576
- - - - Heienreis 1634
- - - - Endersh 1753
- Kcull 1862
- Mapa szt. Gener. 1910r.
- ■ ■ Zaleądowanie po 1917r.

RYSUNEK 2. Kolejne stadia ewolucji hydrograficznej jeziora



- miejsce poboru prób
- wał ochronny
- - - - teren podmokły
- 4 4 lasy
- stacje pomp

RYSUNEK 3. Jezioro Drużno

dopływ rzeczny osiągając 3/4 sumy bilansowej i wynosi dla jeziora 6,9 m³/s, tj. ok. 217 mln³/rok przy stosunku wymiany 9,8 w skali roku. W skład dopływów wchodzi 12 cieków, które dla potrzeb modelowych podzielono na trzy różne hydrograficzne obszary (tab. 1), a także Kanał Elbląski i kilkanaście kanałów melioracyjnych odprowadzających wody z polderów za pośrednictwem stacji pomp bezpośrednio do jeziora. Z jeziora wypływa rzeka Elbląg oraz kilka upustów umożliwiających odpływ wody z jeziora na poldery w czasie nawodnień. Centralne położenie niecki w zlewni sprawia, że w razie wystąpienia rozległych opadów, spływające do niej wody mogą stworzyć poważne zagrożenie dla bezpośredniego otoczenia jeziora i obszarów depresyjnych, przez które przepływają.

Utwory powierzchniowe zlewni jeziora i rzek dopływających ukształtowały się głównie w czwartorzędzie i przeważnie są to utwory gliniaste, głównie na południu i wschodzie. W części północno-zachodniej znajdują się duże ilości

mad rzecznych. Piaski słabogliniaste i gliniaste rozrzucone są w mniejszych płatach po całej zlewni. Ogólnie utwory trudno przepuszczalne zajmują 62% powierzchni, średnio przepuszczalne 31,6% i słabo przepuszczalne 4,8%, pozostałe tereny zajmują wody. Z punktu widzenia inżynierskiego są to grunty słabonośne.

Ekosystem jeziora. Z badań hydrochemicznych jeziora (Błędzki 1992) wynika, że jest ono typowym zbiornikiem politroficznym. W ciągu całego okresu badań (1987–1989) stwierdzono wysoką koncentrację większości badanych związków i tak np. stężenie azotu całkowitego wynosiło 4,8 mg/dm³, a fosforu ogólnego 0,942 mg/dm³. Typowy dla tego jeziora jest również udział P-PO₄ – ok. 40%, niski stosunek N:P (6:1) i intensywne procesy denitryfikacji związane z gromadzeniem dużej ilości materii organicznej. Stężenie pozostałych pierwiastków, wapnia, magnezu i żelaza nie odbiegają od notowanych dla tego typu jezior. Niezmiennosć tych danych w ostatnich 40 latach wskazuje na hydrobiologiczną sta-

TABELA 1. Podział jednostek hydrograficznych zlewni jeziora Drużno

Rzeka	Powierzchnia zlewni [km ²]	Typ obszaru
Basen jeziora Drużno	434,1	zlewnia sztucznie odwadniana
Fiszawka	149,2	jw.
Wąska (Paśtek)	224,0	zlewnie o charakterze podgórskim
Strumień spod Wilkowa	18,5	jw.
Bierutówka	22,9	jw.
Elszka	58,9	jw.
Wąska	30,4	jw.
Morwicka Młynówka	16,5	jw.
Brzeźnica	36,1	jw.
Elbląg	27,5	jw.
Kumiela	49,5	jw.
Dieżgoń	312,0	zlewnie o charakterze równinnym
Tina	52,4	jw.
Belawka	34,0	jw.
Kanał Elbląski	33,9	jw.

bilność badanego ekosystemu. Z tych samych badań wynika również bardzo bogaty skład biologiczny. W fitoplanktonie wykryto 183 gatunki, najliczniej reprezentowane przez okrzemki (112 gatunków), natomiast w zooplanktonie 84 gatunki. Powyższy skład przybliża jezioro do zbiorników zaporowych. Na taką sytuację duży wpływ wywiera wypływanie jeziora, wysoka trofia i częsta (co 18 dni) wymiana wody.

Średnia roczna biomasa planktonu wynosi: dla fitoplanktonu – 117 mg/m³, (296 150 ton/rok), a dla zooplanktonu – 3 g/m³ (2710 t/rok). Ze względu na znaczną różnorodność siedliska daje się zauważyć zmienność horyzontalną fito- i zooplanktonu oraz znaczną ekspansję roślin. Zasadniczym rysem florystycznym jeziora jest dominacja zaledwie kilku gatunków roślin. Strefę obrzeżną stanowią rozległe szuwały trzcinowe. W południowej części można dostrzec silnie podtopione olsy. Wśród zwierząt zamieszkujących te tereny najliczniejszą grupę stanowią ptaki – ok. 200 gatunków, co stanowi 50% awiofauny krajowej, 33 gatunki ssaków (40% populacji krajowej) i 10 gatunków gadów i płazów. Istotne znaczenie w kształtowaniu lokalnego ekosystemu odgrywa również bogata sieć kanałów na tym obszarze, które, podobnie jak strefa przybrzeżna, są w dużej mierze zarośnięte i wypłycone. Mimo to z badań Królikowskiej (1974) wynika, że parowanie z wolnej powierzchni wody wynosi dla tego rejonu ok. 45 mln m³/rok, co przy ogólnej powierzchni jeziora stanowi znaczną wartość ubytku wody.

Działalność antropogeniczna w zlewni jeziora

Dzięki bardzo dobrym glebom znajdującym się na obszarze Żuław niemal cały teren użytkowany jest rolniczo. W miarę przystosowywania się ludności do miejscowych warunków wykształcały się nowe metody gospodarowania, które w obrębie jeziora w dużym stopniu zależały od sprawności funkcjonowania polderów. Stosowany jest tu głównie system przemienny polowo-łąkowy. Rotacja systemów przemiennych wynosi 8–9 lat. Rzadziej, i to na terenach wyżej położonych, stosuje się system polowy z rotacją 5–6 lat. Struktura użytkowania polderów w znacznej mierze wiąże się z koniunkturą rynkową, która stanowi o wysokości nakładów ponoszonych na produkcję, co w konsekwencji odbija się na środowisku naturalnym. Dla obszaru Żuław Elbląskich określono następujące kierunki użytkowania gruntów ornych:

- tereny depresyjne (pszenno-ziemniaczano-buraczany),
- tereny przydepresyjne (pszenno-ziemniaczany).

Na terenie Żuław występuje najwyższy procentowy udział użytków zielonych w powierzchni użytków rolnych, sięgający 60%. Sprzyja temu struktura gleb w strefie depresyjnej i przydepresyjnej, gdzie przeważają gleby hydromorficzne. Średnie zużycie nawozów mineralnych ogółem w przeliczeniu na czysty składnik w ostatnich pięciu latach wyniosło ok. 150 kg/ha, natomiast wapniowych ok. 250 kg/ha.

Potencjał przemysłowy zlokalizowany w obrębie jeziora jest niewielki. Wie-

ksze ośrodki przemysłu znajdują się w Elblągu, Kwidzynie i Malborku. Dominującą rolę odgrywa przemysł elektromaszynowy, spożywczy i lekki, z których najbardziej uciążliwy dla środowiska jest spożywczy. Łączna wartość ładunku w ściekach oczyszczonych wynosi: BZT – 605 kg O₂/d, CHZT – 1720 kg O₂/d i zaw. org. – 564 kg/d.

Oszacowanie natężenia procesów erozyjnych w zlewni jeziora

Jak już wspomniano wcześniej jezioro Drużno ulega ciągłej degradacji, która wywołana jest wieloma zjawiskami. Za najważniejsze należy uznać zamulanie dna jeziora przez transport i osadzanie rumowiska przy ujściu dopływów, powodując jego wypłylenie szybką eutrofizacją jeziora, wywołaną spływami powierzchniowymi z obszarów rolniczych wzbogaconych w związki organiczne i mineralne, oraz postępujący proces załadowienia jeziora będący efektem powyższych zjawisk, itp. Dlatego niezbędne jest określenie skali tych zjawisk i opracowanie koncepcji przeciwdziałania.

Rozpoznanie i oszacowanie natężenia procesów erozyjnych można wykonać różnymi metodami w zależności od rodzaju erozji, dostępnych danych, wymaganej dokładności, skali zjawiska, itp. W niniejszym opracowaniu wykorzystano metodę opartą na USLE (Universal Soil Loss Equation), opracowaną w Stanach Zjednoczonych przez Wischmaiera i Smitha.

$$E = RKLSCP \quad (1)$$

E – średnia z wielolecia roczna masa erodowanej gleby z jednostki powierzchni (t/ha/rok),

R – średnia roczna erozyjność deszczów i spływów – na wartość parametru R składają się erozyjność deszczów i wywołanych nim spływów powierzchniowych (R_r) oraz erozyjność spływów roztopowych (R_s)

$$R = R_r + R_s [Je/rok] \quad (2)$$

$$Je = E_{rj} = E_k \cdot J_{30}/100 \\ [(MJ \cdot ha^{-1}) (cm \cdot h^{-1})] \quad (3)$$

Je – jednostka erozyjności,

E_{rj} – erozyjność deszczu,

E_k – energia kinetyczna deszczu wyznaczona z równania ($E_{ki} = (206 + 87 \log J_t) P_i$),

J₃₀ – maksymalna 30-minutowa intensywność deszczu [cm/h],

E_{ki} – energia kinetyczna w [J/m²],

J_t – intensywność deszczu w [cm/h],

P_i – warstwa opadu w i-tym przedziale.

K – podatność gleby na erozję – współczynnik ten zależy od wielu czynników, takich jak: procentowy udział ziaren 0,003–0,1 (pyły i iły), 0,1–2,0 (piasek), części organicznych, struktury gleby, przepuszczalności, wyraża on masę wyerodowanej ziemi z jednostki poletka wzorcowego przypadającego na jednostkę erozyjności [t/ha/Je];

L – bezwymiarowy współczynnik długości zbocza – współczynnik topograficzny wyrażający stosunek ilości zmytej gleby z poletka o rozpatrywanej

długości do ilości zmytej z poletka wzorcowego.

S – bezwymiarowy współczynnik spadku zbocza – współczynnik topograficzny wyrażający stosunek zmytej gleby z poletka o danym spadku do ilości zmywu z poletka wzorcowego.

C – bezwymiarowy współczynnik rodzaju upraw i sposobu użytkowania – wyraża on stosunek ilości zmytej gleby z rozpatrywanego stoku z konkretną roślinnością i zabiegami pielęgnacyjnymi, do ilości zmywów z identycznego stoku z czarnym ugiem i uprawą wzdłuż stoku.

P – bezwymiarowy współczynnik zabiegów przeciwerozyjnych – jest to stosunek gleby zmytej ze stoku przy zastosowaniu zabiegów ograniczających erozję (uprawa wzdłuż warstwic, tarasowanie, konturowanie, itp.) do ilości zmywów ze stoku bez zabiegów.

Dla ułatwienia zadania oraz ze względu na charakter posiadanych danych wykorzystano program komputerowy oparty na równaniu USLE (Banasik, Górski 1992). Jako stosunkowo proste narzędzie służy on do określania ilości rumowiska unoszonego, odpływającego z małej zlewni w ciągu roku.

Wyniki obliczeń. Procesy erozyjne są bardzo złożone i trudne do określenia w sensie globalnym dla całej zlewni jeziora. Stąd też dla uniknięcia popełnienia dużego błędu, jak również ze względu na posiadane dane obliczenia przeprowadzono dla zlewni cząstkowej – rzeki Wąskiej jako analoga. Wybór tej rzeki podyktowany został wieloma czynnikami z których najważniejsze to: wielkość zlewni (224 km²), podgórski charakter w górnym biegu, wysokie stadium zalądowa-

nia w obrębie jeziora, duże natężenie różnych form erozji, dostępność danych, itp. Wszystkie zebrane dane (właściwości chemiczne, fizyczne, biologiczne, uwarunkowania strukturalne rolnictwa i przemysłu, itp.) niezbędne do obliczeń zebrane w trakcie badań jak i istniejące w dość wyraźny sposób nakreśliły charakter rozpatrywanej zlewni. Zestawiono je według wskazówek programu komputerowego (rys. 4) rozpisując każdy parametr oddzielnie. Jednocześnie w trakcie obliczeń program ten umożliwia przyjęcie pewnych współczynników stałych charakterystycznych dla danego regionu.

Obliczenia prowadzone są w następującej kolejności:

a) Współczynnik erozyjności deszczu R

Przyjęto

- średnią roczną sumę opadów dla najbliższej stacji Stare Pole – 499,6 mm,
- trzy dekady pomiarowe (wiosna, lato, jesień), w których występuje erozyjne oddziaływanie deszczu,
- stały współczynnik przeliczeniowy dla regionu środkowej i północnej Polski,
- równanie (2) do określenia wartości parametru R.

Otrzymano wartość parametru R dla obszaru zlewni – 65,742 [Je]

b) Współczynnik podatności gleb na erozję K

Przyjęto cztery rodzaje gleb (sektorów) występujących w obrębie zlewni z następującym rozkładem poszczególnych frakcji w każdym sektorze:

% frakcji 0,002–0,1	% frakcji 0,1–2,0	% części organicznych	Struktura gleby	Przepuszcz. gleby	% pow. zlewni	Parametr K [t/Je/ha]
11,00	87,50	1,50	0	5	15,00	0,051
59,20	39,00	1,80	0	5	65,20	0,520
78,70	19,00	2,30	0	5	16,20	0,757
9,00	3,00	88,00	0	5	3,60	0,005

struktura gleby 0 – nie uwzględniano, przepuszczalność 5 – umiarkowana do dużej, średnia wartość parametru K dla obszaru zlewni – 0,469 [t/Je/ha]

Katedra Budownictwa Wodnego SGGW/ Uniwersalne Równanie Strat Glebowych -USLE

USLE
Parametr R
Parametr K
Parametr LS
Parametr C
Parametr P
DR w/g Roehla

WARTOŚĆ
65,742 [Je]
0,469 [t/Je/ha]
0,344 [-]
0,065 [-]
0,880 [-]
0,100 [-]
[Je] = [MJ / ha·cm / h]

Średnia roczna masa erodowanej gleby

- z jednostki powierzchni zlewni -	61,03 [t/km ² /rok]
- z całej zlewni	13670 [t/rok]
- masa rumowiska odprowadzanego z całej zlewni	1362 [t/rok]

RYSUNEK 4. Zestawienie wyników końcowych wg programu komputerowego

c) Współczynnik długości i spadku zbocza L i S

Przyjęto

- pole powierzchni zlewni – 224 km²,
- suma długości wszystkich cieków w zlewni – 153 km.

Średnia długość drogi spływu powierzchniowego wyniosła – 732,03 m

- rzędna najniższego punktu zlewni – 0,00
- rzędna najwyższego punktu zlewni – 163,40
- różnica ekstremalnych rzędnych – 163,40

- rzędna warstwy na wysokości 0,25 z – 40,85 dł. warstwy – 17 750 m
 - rzędna warstwy na wysokości 0,50 z – 81,70 dł. warstwy – 16 125 m
 - rzędna warstwy na wysokości 0,75 z – 122,55 dł. warstwy – 24 250 m
- Otrzymano
- średni spadek zlewni – 1,066%
 - średnia wartość parametru LS – 0,344.

d) Współczynnik rodzaju upraw i sposobu użytkowania

Przyjęto trzy płodozmiany najczęściej występujące z jednoczesnym podaniem wielkości zabiegów przygotowaw-

czych, siewu (sadzenia), pokrycia terenu roślinnością, wielkości zbiorów zgodnie z panującymi realiami i przyjętymi normami określonymi przez program.

Rodzaje użytków	Procentowy udział w powierzchni	Parametr C
Grunty orne	34,80	0,163
Użytki zielone	42,70	0,020
Lasy	22,50	0,000

Średnia wartość parametru C dla zlewni – 0,065

e) Współczynnik zabiegów przeciwdziałających erozji P

Przyjęto średni współczynnik dopływu sedymentu wg Roehla DR = 0,100. Uzyskane wyniki są zbliżone do wielkości podanych na mapie rozkładu erozji w Polsce (Reniger 1987). Otrzymane wartości w dużej mierze zgadzają się z wcześniejszymi przewidywaniami o istnieniu zagrożenia procesami erozji w tym rejonie, a w szczególności w obrębie jeziora. Według pięciostopniowej skali

podatności gleby na erozję oraz wartość wsp. K wynika, że rozpatrywany obiekt mieści się w IV klasie – wysoce podatnych. W niektórych przypadkach wartości parametru K wykraczają znacznie poza IV klasę, czyniąc glebę jeszcze bardziej zagrożoną.

Ocena możliwości ograniczenia sedymentacji jeziora. Jak wynika z obliczeń erozja w zlewni rzeki Wąskiej osiąga dosyć znaczne wartości. Aby określić możliwości przeciwdziałania temu zjawisku, przeprowadzono wiele kalkulacji komputerowych z uwzględnieniem optymalnych środków nie powodujących nadmiernej ingerencji w lokalny ekosystem. Główny nacisk w trakcie obliczeń położono na czynniki będące pod bezpośrednim wpływem człowieka (współczynnik rodzaju upraw i sposobu użytkowania C oraz współczynnika zabiegów przeciwdziałających erozji P).

Na wstępie przeprowadzono siedem symulacji komputerowych zmieniając kolejno procentowy udział zabiegów przeciwoerozyjnych z zachowaniem tej samej struktury użytkowania i składu

Rodzaje zabiegów (%)	Procentowy udział w pow. zlewni	Parametr P
Uprawa prostopadła do warstw	70,0	1,0
Uprawa równoległa ze spadkiem		
3–8	3,0	0,50
9–12	3,0	0,60
13–16	3,0	0,70
17–20	3,0	0,80
21–25	0,0	0,90
Uprawa zróżnicowana i spadek	< 16	8,0
Tarasowanie	0,0	0,30
Zadarnienie drogi spływu powierzchniowego	10,0	0,30

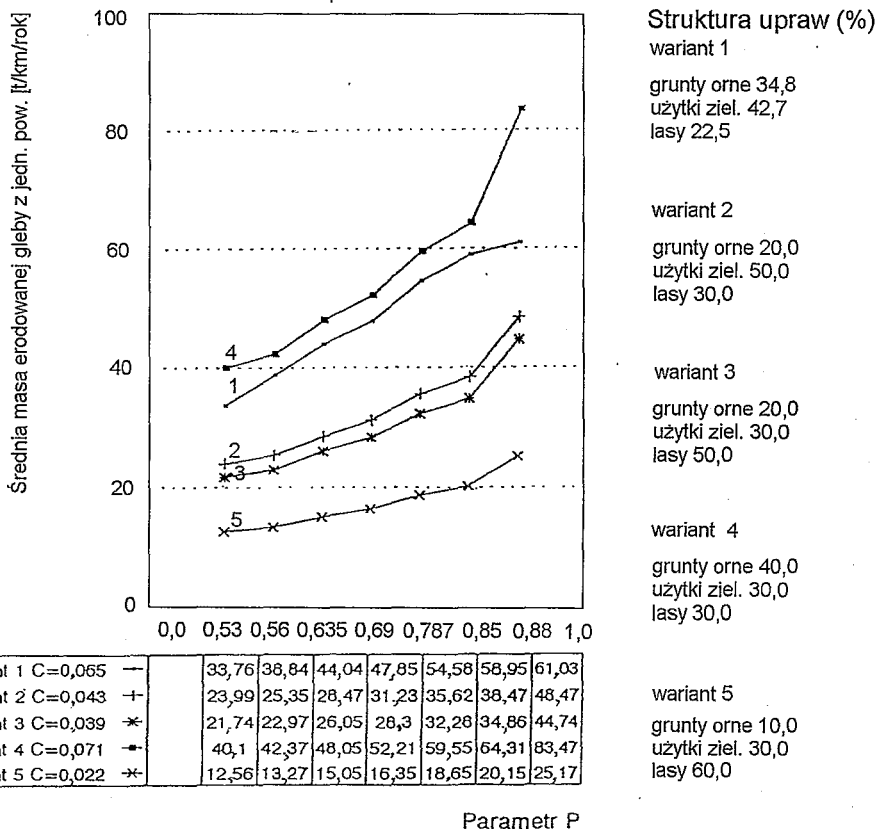
Średnia wartość parametru P dla obszaru zlewni – 0,88

plodozmianów. W ten sposób otrzymano zestaw wyników obrazujących skuteczność poszczególnych zabiegów.

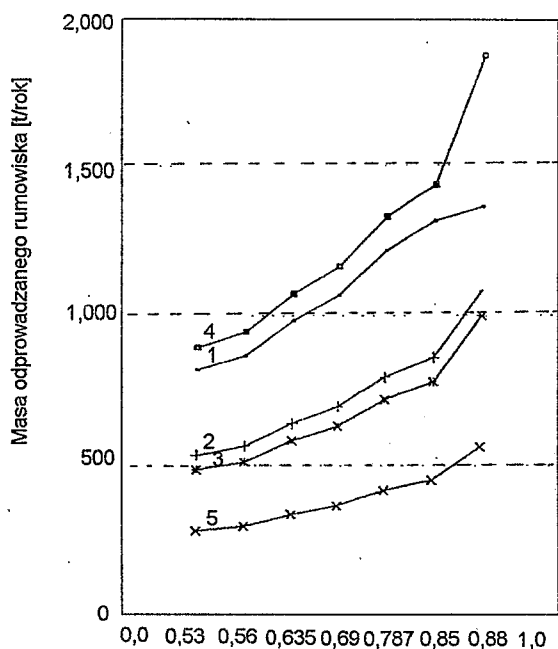
Druga część obliczeń obejmowała strukturę użytkowania, zmieniając ją pięciokrotnie, z zachowaniem tych samych plodozmianów i zabiegów przeciwozyjnych. Udowodniono w ten sposób, która z form użytkowania w największy sposób ogranicza erozję.

Zmiany zachodzące w trakcie obliczeń przedstawiono na rysunku 5 i 6.

Każdy z wykresów oznaczony numerami od 1 do 5 przedstawia kolejne fazy obliczeń odpowiadające proponowanym zmianom. Wynika z nich, iż najbardziej niekorzystna sytuacja wystąpi w przypadku dużego udziału gruntów ornych w ogólnej strukturze upraw przy jednocześnie małej ilości zabiegów agrotechnicznych (wykres 4). Natomiast najkorzystniejsza sytuacja występuje wówczas, gdy w strukturze upraw przeważają lasy przy jednoczesnej intensyfikacji za-



RYSUNEK 5. Zależność średniej masy erodowanej gleby z jednostki powierzchni od parametru P przy różnej procentowej strukturze upraw i zabiegów przeciwozyjnych



wariant 1 $C=0,065$ →	820,4	866,8	982,9	1,068	1,218	1,315	1,362
wariant 2 $C=0,043$ +	535,5	565,8	641,5	697,1	795,1	858,8	1,081
wariant 3 $C=0,039$ *	485,2	512,7	583,3	631,7	720,5	778,2	998,5
wariant 4 $C=0,071$ -	895,1	945,7	1,072	1,165	1,329	1,435	1,871
wariant 5 $C=0,022$ x	280,3	296,2	335,8	364,9	416,2	449,5	561,8

Parametr P

Struktura upraw (%)

wariant 1

grunty orne 34,8
użytki ziel. 42,7
las 22,5

wariant 2

grunty orne 20,0
użytki ziel. 50,0
las 30,0

wariant 3

grunty orne 20,0
użytki ziel. 30,0
las 50,0

wariant 4

grunty orne 40,0
użytki ziel. 30,0
las 30,0

wariant 5

grunty orne 10,0
użytki ziel. 30,0
las 60,0

RYSUNEK 6. Zależność średniej masy erodowanej gleby ze zlewni od parametru P, przy różnej strukturze upraw i zabiegów przeciwoerozyjnych

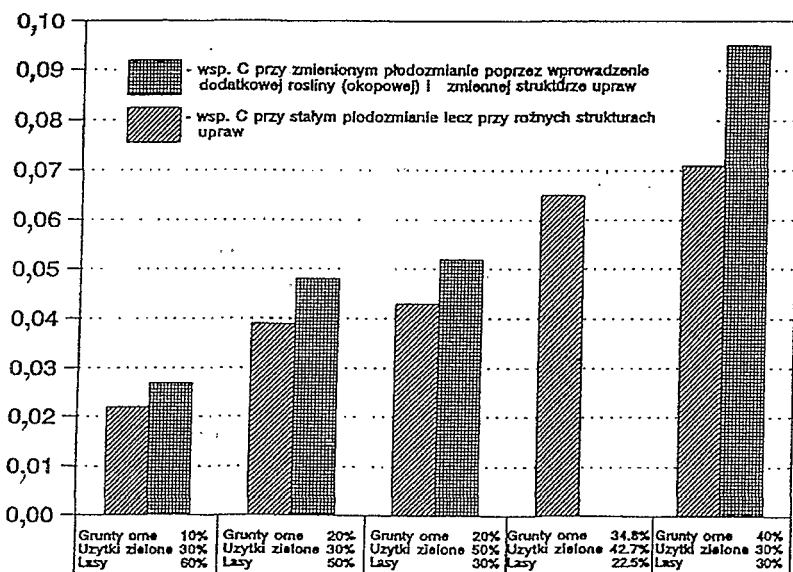
biegów przeciwoerozyjnych. Wykres oznaczony numerem 1 odpowiada faktycznym warunkom panującym w obrębie zlewni bez wprowadzania jakichkolwiek zmian.

Ostatnią częścią obliczeń było wprowadzenie dodatkowej rośliny do płodozmianu w celu wskazania zależności wielkości zmywów od rodzaju upraw (rys. 7). W tym układzie najbardziej korzystna sytuacja występuje w pierwszym przypadku, któremu, podobnie jak w poprzedniej sytuacji, przyporządkowano

duży udział lasów w ogólnej strukturze użytkowania zmniejszając wartość współczynnika C prawie trzykrotnie w stosunku do warunków rzeczywistych i czterokrotnie w stosunku do warunków z największym udziałem gruntów ornych.

Na podstawie otrzymanych wyników zaproponowano wiele rozwiązań mających za zadanie wyeliminowanie bądź w znacznej mierze ograniczenie całego zjawiska.

Pierwszym sposobem rozwiązania może być zmiana struktury użytkowania.



RYСУNEK 7. Średnie roczne wartości parametru C (wsp. rodzaju upraw) przy różnej strukturze użytkowania i jednakowych płodozmianach

Z wyliczeń wynika, że im większy jest procentowy udział lasów w strukturze upraw, tym zjawisko erozji występuje z mniejszym natężeniem, w dalszej kolejności są użytki zielone i grunty orne.

Drugim sposobem mającym bezpośredni związek ze strukturą użytkowania, jest rodzaj upraw. Wiąże się to z doбором odpowiednich roślin. Z obserwacji wynika, że główny trzon upraw w tym rejonie stanowią: rośliny zbożowe (pszenica, jęczmień, owies i rzepak), rośliny okopowe (buraki, ziemniaki), rośliny trawiaste w tym też motylkowe. Jak wiadomo każda roślina w różnym okresie rozwoju i w różny sposób przeciwdziała zjawisku erozji. Niekorzystnie w tej klasyfikacji wypadły rośliny zbożowe, najgorzej zaś okopowe. Rozpatrując możliwości ochronne poszczególnych roślin, należy brać pod uwagę stadium ich intensywniejszego rozwoju, gdyż w momencie ich zasiewu i tuż po nim, nie odgrywają one funkcji ochronnej.

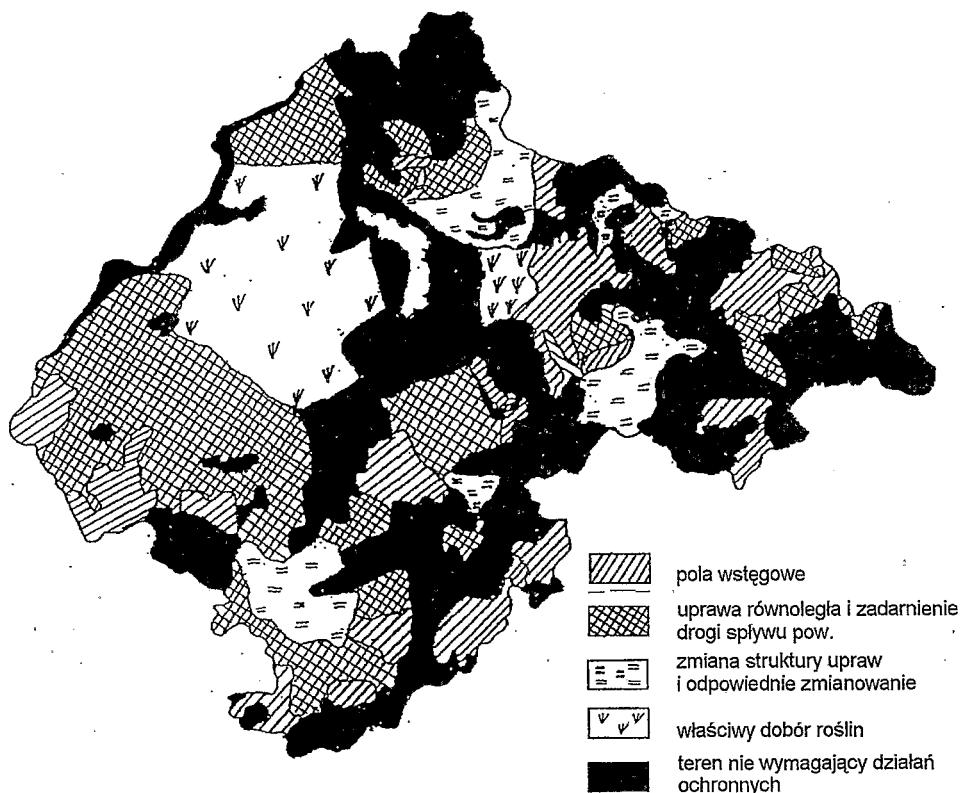
Trzecim sposobem działań ochronnych są zabiegi agrotechniczne. Organizacja rolnictwa w tym rejonie zdominowana jest przez gospodarstwa indywidualne o powierzchni do 10 ha. Taka sytuacja sprawia, że większość działek uprawnych są to małe poletka uprawiane według indywidualnych potrzeb rolników. W takim układzie najprostszym sposobem działań ochronnych, a zarazem najtańszym, byłaby uprawa równoległa do warstwic, tworząc pola wstęgowe. Pozwalają one na uzyskanie dobrych efektów szczególnie tam, gdzie spadki nie przekraczają 16%, jednakże wymagają one akceptacji samych rolników ze względów organizacyjnych. W przypadku wystąpienia większych spadków do-

bre efekty uzyskuje się przez zastosowanie tarasowania i zadarnienia drogi filtracji. Działania te stosowane równocześnie pozwalają na wydłużenie drogi spływu, a tym samym zatrzymanie wody na użytkach, szczególnie w okresach największego jej poboru przez rośliny. Wszystkie zaprezentowane propozycje zestawiono na mapie poglądowej zlewni jeziora Drużno (rys. 8) ze szczególnym uwzględnieniem ich rejonizacji. Obszary najbardziej zagrożone erozją proponuje się przeznaczyć pod zalesienie, natomiast tereny nie wymagające działań ochronnych mogą być użytkowane zgod-

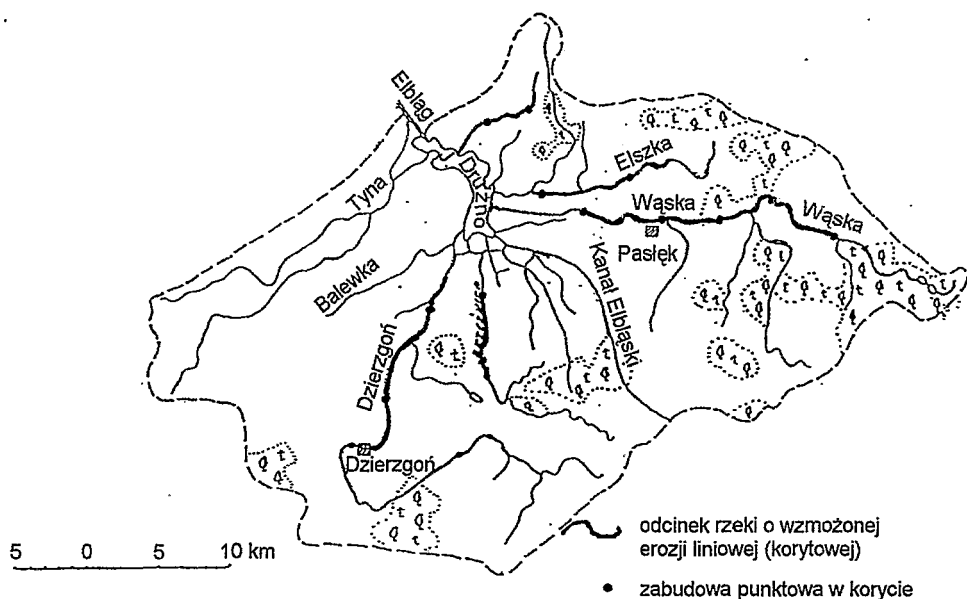
nie z indywidualnymi potrzebami rolników.

W celu ograniczenia erozji liniowej na odcinkach niektórych rzek proponuje się wykonanie kilku budowli korekcyjnych mających charakter zabudowy punktowej (rys. 9).

Ich zadanie polega na wytworzeniu skoncentrowanego spadku na krótkim odcinku i rozproszenie powstałego nadmiaru energii kinetycznej. Mogłyby one jednocześnie pełnić funkcję budowli komunikacyjnych i piętrzących, szczególnie w okresach niedoboru wody. Mogą to być np. stopnie lub jazy. Przy zabu-



RYSUNEK 8. Propozycja zabiegów przeciwozyjnych w basenie jeziora Drużno



RYSUNEK 9. Erozja korytowa i jej zapobieganie w basenie jeziora Drużno

downie punktowej roboty ziemne mogą być ograniczone tylko do najbliższego sąsiedztwa. Lokalne zagłębienia powstałe na skutek erozji wąwozowej wskazane jest zabezpieczyć za pomocą tam faszynowych, dzięki czemu uboczne skutki można eliminować już w zarodku.

Wnioski

1. Rezerwat przyrody jeziora Drużno jest największym obszarem chronionym na tym terenie, wymagającym szczególnej ochrony ze względu na swą unikatowość wynikającą z genezy (relikt dawnego Zalewu Wiślanego), różnorodności siedlisk oraz bogactwa biotopów nie tylko w granicach rezerwatu, ale i jego szerokim otoczeniu.

2. Obserwowane procesy załadowania jeziora, szczególnie w jego południowej części, przybierają różne formy powodując zamulenie akwenu przy ujściu rzek, duży wpływ substancji biogennych, eutrofizację wód, silne zarastanie i zmniejszanie się zasobów wodnych.

3. Wykorzystana w badaniach metoda i przeprowadzone obliczenia wskazały na możliwość realizacji działań ochronnych w zlewni jeziora. Zaproponowane rozwiązania mogłyby posłużyć jako innowacje w kierunku poprawy sytuacji obszarów zagrożonych, nieumiejętnie użytkowanych i będących pod ochroną, bez konieczności nadmiernej ingerencji w lokalny ekosystem.

Literatura

- AUGUSTOWSKI B. i inni 1976: *Żuławy Wiślane*. Gdańskie Towarzystwo Naukowe Wydział V Nauk o Ziemi, Gdańsk.
- Atlas Hydrologiczny Polski. 1986: t. 2 z. 1, Wydaw. Geolog., Warszawa.
- BANASIK K., GÓRSKI D. 1992: *Ocena erozyjności deszczy dla trzech wybranych stacji Polski południowo-wschodniej*. Zesz. Nauk. AR Wrocław, Melioracja XL, z. 211; 39–50.
- BANASIK K. 1983: *Rozmieszczenie użytków w zlewni jako czynnik minimalizujący natężenie transportu rumowiska w korycie rzecznym*. Katedra Budownictwa Wodnego, SGGW, Warszawa (maszynopis).
- BANASIK K., ŻBIKOWSKI A. 1993: *Runoff and sediment yield modelling (RSY-93)*. Wydaw. SGGW, Warszawa.
- BŁĘDZKI A. 1992: *Ekosystem jeziora Drużno*. Wydaw. Uniw. Gdańskiego.
- BRZozowski M. 1994: *Ocena możliwości ochrony jeziora Drużno przed degradacją*. SGGW (maszynopis).
- BULIŃSKI M. 1989: *Ocena stanu i struktury szaty roślinnej zlewni jeziora Drużno*. Oprac. w ramach tematu RPBR 28.1.c.11.01.03, 2–10.
- Charakterystyka jeziora Drużno* WIOŚ 1994. Elbląg (maszynopis).
- DRUD J. 1992: *Infrastruktura w basenie jeziora Drużno*. UW w Elblągu (maszynopis).
- DRWAL J. 1991: *Basen jeziora Drużno*. Wydaw. Uniw. Gdańskiego.
- GIERUSZEWICZ-BAJTLIK M. 1987: *Degradacja jezior Ewinki, Żnińskie Duże, i Tuczo*. PWN, Warszawa.
- LENART W. 1989: *Zasilanie zlewni w wodę. Procesy hydrologiczne*. PWN, Warszawa.
- Mapy topograficzne w skali 1:100 000, 1:25 000. 1986, GUGiK, Warszawa.
- Mapy glebowe w skali 1:100 000, 1:25 000. 1976, IUNG, Puławy.
- MIKULSKI Z. 1969: *Bilans wodny jeziora Drużno*. Prace PIHM, z. 96.
- TADAJEWSKI A. 1956: *Osady jeziora Drużno jako siedlisko fauny dennej*. Ekol. Pol. A 4/9, 293–316.

Summary

The possibility of Drużno lake protection before degradation. The Drużno lake is located in north part of Poland in the Elbląg river valley. The water table observation showed that the water surface in the lake sank to more than 2,0 m during the last one hundred years. In this period the surface of the lake diminished more than 40%. Heterogeneity and wealth floras and faunas are doing basin Drużno lake very attractive reserve. This paper describes the results obtained from the preliminary analysis one of agricultural watershed (tributary – 224 km²) and presents the possibility of protection in all lake basin. For this purpose USLE (Universal Soil Loss Equation) in the shape model is presented.

Author's address

M. Brzozowski

Warsaw Agricultural University – SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

O problemach ubożenia warstwy ozonowej i jej obecnym stanie nad półkulą północną

Wstęp

Głównymi międzynarodowymi problemami środowiskowymi XX wieku są: ubożenie warstwy ozonowej w skali globalnej, efekt cieplarniany i globalne ocieplenie, deforestacja, kwaśny deszcz oraz wielkie katastrofy jądrowe, takie jak na przykład awaria elektrowni jądrowej w Czarnobylu w 1986 roku.

Warstwa ozonowa, to znaczy największa koncentracja ozonu atmosferycznego, znajduje się w stratosferze dolnej, na wysokości 15–30 km n.p.m. Maksimum koncentracji ozonu (około 10 ppm) występuje na wysokości 20–25 km. Warstwa ozonowa stanowi osłonę dla biosfery przed biologicznie aktywnym promieniowaniem słonecznym UV-B (promieniowanie ultrafioletowe w przedziale widma o długościach fali $\lambda = 280 - 320$ nm). Ozon stratosferyczny pochłania większość promieniowania UV-B, tylko mała jego ilość osiąga powierzchnię Ziemi. Intensywność UV-B jest największa w niskich szerokościach geograficznych i na dużych wysokościach nad poziomem morza. Niewielkie ilości UV-B są korzy-

stne dla organizmu ludzkiego, powodują bowiem syntetyzowanie przez skórę ludzką witaminy D. Promieniowanie UV-C, długości fali $\lambda = 200 - 280$ nm jest praktycznie w całości absorbowane w stratosferze przez ozon i tlen, nie dochodzi więc do powierzchni Ziemi.

Ubożenie warstwy ozonowej stanowi główny problem środowiskowy ze względu na to, że jest przyczyną wzrostu promieniowania UV-B dochodzącego do Ziemi. Nadmiar tego promieniowania wywiera niekorzystny wpływ na ludność wszystkich ras. Ludzie rasy białej są najbardziej podatni na różne odmiany raka skóry, ale cała ludzkość (niezależnie od barwy skóry) jest w niebezpieczeństwie choroby oczu, katarakty (zaćmy) oraz osłabienia reakcji systemu odpornościowego. Nadmiar promieniowania UV-B wywiera także niekorzystny wpływ na rośliny lądowe, ekosystemy wodne i jakość powietrza troposferycznego. (Tolba i in. 1992, Box 1).

Ubożenie ozonu w skali globalnej (z wyjątkiem szerokości geograficznych 20°S–20°N) obserwowane jest od lat siedemdziesiątych. Zjawiska tego nie wy-

jaśniają naturalne procesy rozpadu cząsteczek ozonu stratosferycznego. Wyłonił się więc problem wpływu człowieka na warstwę ozonową.

Krytycznym momentem dla zrozumienia destrukcyjnego wpływu działalności człowieka na warstwę ozonową był rok 1974, kiedy to Meksykanin Mario Molina i Amerykanin Sherwood Rowland jako pierwsi postawili hipotezę, że chlorowcowęgłowodory CFCs (chlorofluorocarbons) – freony mogą powodować katalityczny rozpad ozonu stratosferycznego. Drugim krytycznym momentem był rok 1985, w którym Anglik Joseph Farman i jego współpracownicy donieśli o pojawieniu się antarktycznej dziury ozonowej (zjawisko systematycznego zanikania warstwy ozonowej nad Antarktyką w okresie południowej wiosny, tj. we wrześniu i październiku).

Te dwa wydarzenia wzbudziły w społeczności światowej świadomość potencjalnej groźby skutków antropogenicznych zanieczyszczeń stratosfery. Wówczas to nastąpił pośpiech w międzynarodowych negocjacjach dotyczących ograniczenia produkcji CFCs.

W 1985 roku zatwierdzona została konwencja wiedeńska o ochronie warstwy ozonowej, a w 1987 roku powstał protokół montrealski w sprawie substancji zubożających warstwę ozonową. Protokół ten został uzupełniony dwoma poprawkami: poprawką pierwszą wprowadzoną w Londynie (1990) i drugą – w Kopenhadze (1992), dotyczącymi strategii ograniczenia emisji CFCs oraz stopniowego zastępowania ich o wiele mniej groźnymi dla ozonu stratosferycznego substancjami.

Najczęściej stosowanymi substytutami (zamiennikami) CFCs są: HCFCs – chlorofluorowęgłowodory (hydrochlorofluorocarbons) i fluorowęgłowodory – HFCs (hydrofluorocarbons). Substancje te mają stosunkowo krótkie okresy życia w atmosferze (zawartość wodoru w ich składzie sprawia, że są one w znacznym stopniu utleniane w troposferze), dzięki czemu przedostają się do stratosfery w niewielkich ilościach i stanowią znacznie mniejsze zagrożenie dla warstwy ozonowej niż CFCs.

Powszechne pytanie o zanikanie ozonu stratosferycznego

Pytanie to brzmi: dlaczego dziura ozonowa pojawia się nad Antarktyką, podczas gdy CFCs są emitowane do atmosfery głównie na półkuli północnej?

Około 90% emisji CFCs ma miejsce w Europie (Rosji), Azji (Japonii) i Ameryce Północnej. Dzięki długowieczności CFCs są nierozpuszczalne w wodzie i stosunkowo obojętne chemicznie w okresie rocznym lub dwuletnim mieszane w całej troposferze. W tym dobrze wymieszanym powietrzu unoszą się one do stratosfery, głównie w szerokościach tropikalnych. Z kolei w stratosferze wiatry przenoszą to powietrze (wraz z CFCs) z tropików w kierunku zarówno bieguna południowego, jak i północnego; w efekcie powietrze w całej stratosferze zawiera prawie takie same ilości chloru. Jednakże warunki meteorologiczne obu obszarów polarnych różnią się bardzo między sobą z powodu różnic w powierzchni Ziemi (różny rozkład powierzchni

lądowych i oceanicznych). Biegun południowy znajduje się na olbrzymim lądzie antarktycznym, który jest całkowicie otoczony oceanem. Warunki te są przyczyną bardzo niskiej temperatury stratosfery antarktycznej w okresie zimy polarnej, co z kolei prowadzi do tworzenia się stratosferycznych chmur polarnych – PSCs (polar stratospheric clouds).

Chmury te prowadzą do zmian chemicznych, sprzyjających szybkiej stracie ozonu we wrześniu i październiku, dając w wyniku dziurę ozonową.

Inaczej jest na północnym obszarze polarnym. Nie występuje tutaj charakterystyczna dla południowych obszarów polarnych symetria ląd-ocean (lądy przeplecione są wodami oceanicznymi). W konsekwencji stratosferyczne powietrze arktyczne jest dużo cieplejsze niż powietrze antarktyczne i tworzy się o wiele mniej chmur PSCs (WMO/UNEP 1995).

Największe straty ozonu stratosferycznego mają miejsce wewnątrz zimowych wirów polarnych: antarktycznego i arktycznego. Wir polarny jest masą zimnego powietrza, izolowaną (szczególnie w Antarktyce) od powietrza niższych szerokości geograficznych przez silne wiatry zachodnie łącznie z prądem strumieniowym (jet stream).

Pomiary satelitarne ostatecznie potwierdziły, że wir arktyczny jest o wiele mniej denitryfikowany niż wir antarktyczny, co prawdopodobnie determinuje różnice w stratach ozonu polarnego. Zmienność z roku na rok warunków fotochemicznych i dynamicznych ogranicza pewność prognoz zmian ozonu w przyszłości w obszarach polarnych, szczególnie w Arktyce.

Przyczyny ubożenia warstwy ozonowej w wysokich i średnich szerokościach geograficznych

Ostatnie odkrycia naukowe (lata dziewięćdziesiąte) potwierdziły wcześniejsze hipotezy, że główną przyczyną destrukcji ozonu stratosferycznego w obszarach polarnych i środkowych szerokościach geograficznych są antropogeniczne związki chloru i bromu. Głównym źródłem chloru stratosferycznego są chlorowcowęgłowodory – CFCs: CFC-11(CFCl_3) – freon-11 i CFC-12(CF_2Cl_2) – freon-12, natomiast brom stratosferyczny pochodzi z halonów (bromowane CFCs), które zawierają oprócz chloru i fluoru także brom. Większość chloru i połowa bromu w stratosferze są pochodzenia antropogenicznego.

Ostatnie badania wzmocniły wcześniejsze teorie i dowody na to, że głównym mechanizmem chemicznym inicjującym niszczenie ozonu stratosferycznego w obszarach polarnych są reakcje heterogeniczne (wielofazowe), zachodzące w okresie nocy polarnej na zamrożonych cząsteczkach PSCs. Reakcje te konwertują stosunkowo trwałe związki chemiczne chloru (spżarnie stratosferycznego Cl) na bardziej reaktywne substancje, które z łatwością podlegają fotolizie (nawet w warunkach słabego, wczesnowiosennego światła słonecznego), uwalniając atomy chloru niszczące ozon.

Przebiegające w chmurach PSCs reakcje chemiczne, prowadzące do denitryfikacji, wzmagają procesy niszczenia ozonu.

Wiosenne światło słoneczne napędza następujące cykle katalityczne:

Cykl I	Cykl II
$\text{ClO} + \text{ClO} + \text{M} \rightarrow \text{Cl}_2\text{O}_2 + \text{M}$	$\text{ClO} + \text{BrO} \rightarrow \text{Br} + \text{Cl} + \text{O}_2$
$\text{Cl}_2\text{O}_2 + h\nu \rightarrow \text{Cl} + \text{ClO}_2$	$\text{Cl} + \text{O}_3 \rightarrow \text{ClO} + \text{O}_2$
$\text{ClO}_2 + \text{M} \rightarrow \text{Cl} + \text{O}_2 + \text{M}$	$\text{Br} + \text{O}_3 \rightarrow \text{BrO} + \text{O}_2$
$2(\text{Cl} + \text{O}_3 \rightarrow \text{ClO} + \text{O}_2)$	
netto: $2\text{O}_3 \rightarrow 3\text{O}_2$	netto: $2\text{O}_3 \rightarrow 3\text{O}_2$

Dimer (Cl_2O_2) rodnika tlenu chloru (ClO), występujący w cyklu I jest termicznie niestabilny, zatem cykl ten jest najefektywniejszy w niskiej temperaturze (ale w obecności światła słonecznego). Uważa się, że jest on odpowiedzialny za większość (około 70%) straty ozonu w Antarktyce. W cieplejszej Arktyce duża część strat ozonu może być powodowana przez cykl II. (SESAME Press Release 21/2/95, 30/3/95).

Koncentracje bromu w stratosferze są 150 razy mniejsze niż koncentracje chloru. Jednakże brom (w przeliczeniu atom na atom) jest około 50 razy efektywniejszy w niszczeniu ozonu niż chlor. Przyczyna ta tkwi w tym, że nie istnieją w stratosferze trwałe (jak w przypadku chloru) związki bromu; związki HBr i BrONO_2 łatwo fotolizowane i dlatego prawie cały brom występuje w postaciach aktywnych (Br i BrO), które mogą łatwo reagować z ozonem. Należy zauważyć, że mechanizm niszczenia ozonu przez brom zawiera także chlor.

Ostatnie badania laboratoryjne przyczyniły się do doskonalszego zrozumienia wagi chemii na powierzchniach cząsteczek lodu, azotanu i siarczanu w zwiększaniu koncentracji niszczących ozon postaci chloru w stratosferze polarnej obu półkul. Konkluduje się, że przyczyną

zaniku polarnego ozonu są antropogeniczne związki chloru i bromu w połączeniu z chemią na naturalnych polarnych cząsteczkach (aerozolach) stratosferycznych.

Równoczesne pomiary in situ kilku reaktywnych chemicznie substancji dostarczyły silnych dowodów na to, że chemia aerozolu

siarczanowego odgrywa kluczową rolę w determinacji wielkości strat ozonu w szerokościach środkowych obu półkul, czego nie wykazały dotychczasowe badania chemii fazy gazowej.

Ostatnie obserwacje satelitarne i badania modelowe potwierdzają dotychczasowe poglądy naukowe, że na wysokościach powyżej 16 km, powietrze w pobliżu centrum wiru polarnego jest dobrze izolowane od powietrza niższych szerokości geograficznych, zwłaszcza w Antarktyce. Jednakże erozja wiru przez fale planetarne transportuje powietrze z obszaru brzeżnego wiru do niższych szerokości.

Prawie wszystkie badania oparte na obserwacjach i modelowaniu wykazują, że przemieszczanie dużej masy powietrza z wiru antarktycznego na obszary szerokości środkowych zachodzi w okresie 3–4 miesięcy; waga tego transportu dla chemicznej straty ozonu in situ w szerokościach środkowych jest słabo poznana.

Powietrze łatwo jest transportowane pomiędzy obszarami polarnymi i obszarami szerokości środkowych na wysokościach poniżej 16 km. Jednakże wpływ tego transportu na stratę ozonu w szerokościach środkowych nie jest jeszcze określony ilościowo (WMO/UNEP, 1995).

Trendy w ozonie całkowitym

Analiza danych obserwacyjnych ozonu całkowitego do 1994 roku wykazuje istotne spadki ozonu w szerokościach środkowych (30° – 60°) na obu półkulach, przy czym są one dwukrotnie większe w okresie zima-wiosna niż w okresie lato-jesień. W szerokościach środkowych półkuli północnej trendy spadkowe dla zimy i wiosny w okresie 1979–1994 wynosiły około 6% na 10 lat, a latem i jesienią – 3% na 10 lat. (WMO/UNEP, 1995).

Na półkuli południowej sezonowe różnice były nieco mniejsze, ale w szerokościach środkowych uśrednione trendy wynosiły około 4–5% na 10 lat.

W ostatnich 13 latach spadek ozonu globalnego wynosił około 5%; w obszarach pozatropikalnych spadek ozonu w tym okresie zawierał się w granicach od 6,5% na półkuli północnej do 9,5% na półkuli południowej. Zintegrowana globalna strata ozonu w ostatnim 25-leciu wynosiła około 10%. (Review of the state of the ozone layer, 4 December 1995).

Trendy w pionowym rozkładzie ozonu w szerokościach środkowych i tropikalnych

Dane satelitarne i z sond ozonowych dla szerokości środkowych i tropików wskazują na duży trend spadkowy ozonu na wysokościach poniżej 25 km, tj. w stratosferze dolnej (warstwa ozonowa). Dla tych wysokości jest dobra zgodność pomiędzy trendami z danych satelitar-

nych SAGE I/II (Stratospheric Aerosol and Gas Experiment) i z sond ozonowych.

W szerokościach środkowych półkuli północnej (30° – 50° N) w latach 1979–1991, średni roczny spadek ozonu wynosił $7 \pm 4\%$ na 10 lat, co jest zgodne z obserwowanym spadkiem ozonu całkowitego. Natomiast dla stratosfery poniżej 20 km – na wysokości 16–17 km – duże spadki ozonu, wynoszące $20 \pm 8\%$ na 10 lat podaje SAGE, podczas gdy uzyskane z uśrednionych danych z sond ozonowych ujemne trendy dla szerokości środkowych są znacznie mniejsze i wynoszą $7 \pm 13\%$ na 10 lat. Zintegrowane dane ozonosondowe dają trendy ozonu zgodne z wynikami pomiarów.

W latach osiemdziesiątych, według danych pomiarowych uzyskanych różnymi metodami, w północnych szerokościach środkowych w stratosferze górnej (35–45 km), zawartość ozonu zmniejszyła się o 5–10% na 10 lat, nieznacznie mniejszy spadek ozonu miał miejsce w południowych szerokościach środkowych.

W tropikach, na wysokości 35–45 km, trendy spadkowe ozonu według SAGE I/II i SBUV (Solar Backscatter Ultraviolet Satellite Spectrometer) wynoszą odpowiednio 10% i 5% na 10 lat.

Pomiary wykazują, że ilość ozonu troposferycznego na półkuli północnej, nad niektórymi obszarami szerokości środkowych, w minionym dwudziestolecu wzrastała o około 10% na 10 lat. Jednakże w latach osiemdziesiątych trendy były zmienne: małe lub nieistotne. Dla półkuli południowej nie ma wystarczających danych do wyciągnięcia wiarygod-

nych wniosków. Wiadomo jednak, że nad biegunem południowym zaznacza się spadek ozonu troposferycznego od lat osiemdziesiątych (WMO/UNEP, 1995).

Zmiany ozonu stratosferycznego w latach dziewięćdziesiątych

Lata 1992 i 1993 oraz 1995 i 1996 charakteryzują się anomalnie dużymi spadkami ozonu stratosferycznego. Rekordowo duże (do 1995 roku) deficyty ozonu miały miejsce w szerokościach środkowych obu półkul kuli ziemskiej w okresie 1992–1993, przy czym były one większe na półkuli północnej niż na południowej. Średnie globalne poziomy ozonu całkowitego na początku 1993 roku były (tylko) o 1–2% niższe od tych, których spodziewano się z ekstrapolacji trendu wieloletniego sprzed 1991 roku, podczas gdy w północnych szerokościach środkowych (45°–60°N), maksymalne spadki ozonu przewyższały o 6–8% spadki wynikające z trendu wieloletniego.

W wysokich i średnich szerokościach geograficznych półkuli północnej, zimą 1992/93 notowano wartości ozonu całkowitego o 9–20% mniejsze od wartości normalnej.

Antarktyczne dziury ozonowe 1992 i 1993 zaliczają się do tych największych pod względem zajmowanego obszaru i najgłębszych (minimum ozonu całkowitego kształtowało się poniżej 100 DU), z lokalną, ponad 99% stratą ozonu na wysokościach 14–19 km w październiku.

W zimowej stratosferze arktycznej 1991/92 i 1992/93 straty ozonu były o wiele mniejsze (wynosiły 15–20%) niż straty ozonu antarktycznego.

W 1992 roku w tropikach (10°S–10°N), na wysokości 21 km n.p.m. notowano aż 50-procentowe ubytki ozonu.

Duże spadki ozonu w latach 1992 i 1993 najprawdopodobniej wiążą się, co najmniej częściowo, z zaburzeniem stratosfery przez wielką erupcję wulkanu Mt Pinatubo (Filipiny) w czerwcu 1991 roku – była to największa erupcja wulkaniczna XX wieku (WMO/UNEP, 1995).

Erupcja Mt Pinatubo doprowadziła do wielkiego, aczkolwiek przejściowego wzrostu aerozolu siarczanowego ($\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}$) w dolnej stratosferze, tj. na wysokościach poniżej 25 km, na całym globie. W szerokościach środkowych półkuli północnej obszar powierzchni stratosferycznego aerozolu siarczanowego, w rok po erupcji zwiększył się 30–40-krotnie, następnie aerozole te stopniowo znikają ze stratosfery.

Na uwagę zasługuje fakt, iż w pierwszej połowie 1994 roku globalne poziomy ozonu powróciły już do wartości zgodnych z długookresowym trendem spadkowym, obserwowanym przed erupcją Mt Pinatubo.

Absorpcja promieniowania zarówno ziemskiego, jak i słonecznego przez wulkaniczne aerozole siarczanowe (Pinatubo 1991), spowodowała wzrost, aczkolwiek przejściowy, 1°C średniej globalnej temperatury stratosfery dolnej, wpłynęła także na rozkład ozonu przez zmiany cyrkulacji.

Ta zaobserwowana odbudowa ozonu globalnego w 1994 roku jest jakościowo

zgodna ze stopniowymi redukcjami zasobności wulkanicznych aerozoli siarczanowych w stratosferze. Mogłoby to oznaczać, że zubożenie warstwy ozonowej w latach 1992 i 1993 – aczkolwiek znaczne – było przejściowe.

Należy zdawać sobie jasno sprawę z tego, że głównym mechanizmem wpływu dużych erupcji wulkanicznych (takich jak: Agung – Indonezja 1963, El Chichon – Meksyk 1982 i Pinatubo – Filipiny 1991) na ozon stratosferyczny nie jest iniekcja chloru (HCl) do stratosfery, ale iniekcja aerozoli siarczanowych, które przez rozpraszanie i pochłanianie światła słonecznego zmieniają bilans radiacyjny, i które konwertują nieaktywne związki chloru na niszczące ozon postacie aktywne. Jednakże w skali globalnej są to efekty małe (co najwyżej kilka procent) i trwają krótko – kilka lat. Wulkany odpowiadają za co najwyżej kilka procent chloru w stratosferze.

Nowe badania laboratoryjne i badania atmosfery wzmocniły pogląd, że zachodzące na aerozolach siarczanowych reakcje heterogeniczne mogą w warunkach niskiej temperatury – aktywować chlor, zwłaszcza w obszarach polarnych. W warunkach wulkanicznie zaburzonej stratosfery, kiedy zwiększona jest ilość aerozolu, procesy te prawdopodobnie przyczyniają się do strat ozonu na zewnątrz wirów polarnych (antarktycznego i arktycznego), tam gdzie występują chmury PSCs.

Rekordowo duże straty ozonu arktycznego nad północną Europą zarejestrowano po raz pierwszy (do 1996 roku) podczas zimy 1994/95. Wyniki badań SESAME 1994–1995 wykazują, że stra-

ta ozonu wewnątrz arktycznego wiru polarnego na wysokości około 18 km, podczas dwóch dziesięciodniowych okresów (jednego w końcu stycznia, drugiego w środku marca) osiągnęła 1,5% na dzień. W sumie, dla całej zimy i marca, koncentracja ozonu na wysokości 16–18 km była o 50% niższa od wartości obserwowanych w poprzednich latach.

Dane ze stacji WMO/GO₃OS (Global Ozone Observing System) wykazują, że całkowita zawartość ozonu była o 20–30% niższa od wartości normalnej, a w pojedynczych dniach, kiedy wir przebiegał nad Syberię, straty ozonu stanowiły ponad 35% wartości normalnej (są to rekordowo niskie wartości ozonu dla tego terenu).

Przyczyną tych anomalnych spadków ozonu była wyjątkowo niska temperatura dolnej stratosfery przez większość dni grudnia 1994 roku i stycznia 1995 roku (stratosfera nad Europą i Arktyką Europejską była w tych miesiącach najzimniejsza w ostatnich 29 latach).

W takiej sytuacji wir arktyczny przesunął się nad europejski obszar polarny. Warunki meteorologiczne w arktycznym wirze polarnym były podobne do tych w wirze antarktycznym; temperatura wnętrza wiru była wystarczająco niska ($< -80^{\circ}\text{C}$), by mogły tworzyć się bardziej gęste i dłużej trwające niż w poprzednich latach chmury PSCs. W konsekwencji poziomy koncentracji niszczących ozon substancji chloru i bromu kształtowały się powyżej poziomów tłowych; potwierdziły to wyniki badań SESAME. W obecności światła słonecznego zachodziła więc szybka destrukcja ozonu stratosferycznego (SESAME

Press Release, 21 February 1995; Press Release Brussels, September 15, 1995).

W środkowych szerokościach geograficznych, wartości ozonu całkowitego zimą 1994/95 generalnie były zbliżone do tych w poprzednich latach (tj. o kilka procent niższe od średniej wieloletniej), zgodnie z długookresowym trendem ozonu. Zatem duży spadek ozonu we wnętrzu wiru nie znalazł odbicia w warunkach na zewnątrz wiru.

Sądzi się, że rekordowo niska temperatura stratosfery, zaobserwowana zimą 1994/95, jest wynikiem naturalnych zmian klimatycznych (Press Release Brussels, September 15, 1995). W stratosferze dolnej jest obserwowany długookresowy trend ochładzania, ale wielkość tego trendu jest mała w porównaniu ze zmiennością z roku na rok. Globalnie uśredniona temperatura stratosfery dolnej w ostatnim trzystoletniu wykazuje tendencję malejącą, wynoszącą 0,3–0,4°C na 10 lat. Można byłoby zatem sądzić, że nie ma powodu, by taka niska temperatura pojawiała się każdego roku.

Jednakże silne ubożenie ozonu stratosferycznego nad półkulą północną w okresie zimowo-wiosennym zachodzi nadal. W 1996 roku WMO (WMO No 586) podała, że nad obszarami subpolarnymi (podbiegunowymi) półkuli północnej deficyty ozonu podczas ostatniej zimy (1995/96) były jeszcze większe niż zimą 1994/95. Obszar dużych strat ozonu rozciągał się od Grenlandii, przez północny Atlantyk i Skandynawię, aż do Zachodniej Syberii (rosyjska Arktyka). Wartości ozonu całkowitego na tym obszarze kształtowały się poniżej 250 DU, co odpowiada 20–30% średniego miesię-

cznego deficytu ozonu. Godny uwagi i zarazem niepokojący jest fakt, że po raz pierwszy wystąpiły tutaj najniższe z dotychczas zarejestrowanych przez stacje WMO/GO₃OS wartości ozonu całkowitego, wynoszące kilka jednostek poniżej 200 DU (!), co stanowi bezprecedensowy, ponad 45-procentowy deficyt ozonu dla północnych terenów półkuli północnej.

Należy w tym miejscu przytoczyć definicję zjawiska antarktycznej dziury ozonowej i w tym momencie świadomość groźby zanikania ozonu stratosferycznego w obszarach subarktycznych wzrasta. Antarktyczna dziura ozonowa jest regionem, gdzie całkowita zawartość ozonu atmosferycznego jest mniejsza niż 200 DU, tj. gdy ozon całkowity spada poniżej 2/3 wartości normalnej. Pojęcie „dziura ozonowa” odnosi się tylko do antarktycznej stratosfery dolnej (12–22 km n.p.m.), gdzie występują polarne chmury stratosferyczne – PSCs.

Podczas pierwszych trzech miesięcy okresu zimowego 1995/96 (grudzień–styczeń–luty), średnia wartość ozonu całkowitego w środkowych i polarnych szerokościach geograficznych była o około 10% niższa od średniej wieloletniej (1957–1979). Jest to zgodne z prognozowanym na podstawie wielkości produkcji CFCs, średnim spadkiem ozonu, obserwowanym od początku lat siedemdziesiątych.

Nad Ameryką Północną i Pacyfikiem północnym średnie wartości ozonu całkowitego były (tylko) o kilka procent mniejsze od wartości normalnej. W tym samym czasie nad subarktycznymi terenami Kanady i wschodnią Syberią, gdzie

stratosfera była cieplejsza, wartości ozonu całkowitego były bliskie wartości normalnej, wynoszącej dla tej pory roku 460–500 DU.

Zgodnie z opinią Rumena Bojkova (specjalny doradca sekretarza generalnego WMO ds. ozonu) w najbliższych latach – wraz ze wzrostem koncentracji chloru i bromu – można spodziewać się jeszcze silniejszych deficytów ozonu. Jednakże, w odróżnieniu od Antarktyki zjawiska dużego spadku ozonu nad Arktyką trwają przez kilka tygodni, a nie miesięcy.

Należy zauważyć, że spadek ozonu nad polarnymi szerokościami półkuli północnej w okresie wiosenno-zimowym 1995/1996 nastąpił po antarktycznej wiosnie 1995, kiedy to antarktyczna dziura ozonowa trwała najdłużej (77 dni) i w ciągu 39 dni zajmowała obszar ponad dwa razy większy od obszaru Europy (ponad 20 mln km²) (WMO Antarctic Ozone Bulletin 10/95, 6 December 1995).

Zjawisko dziury ozonowej nad Arktyką jak dotychczas nie zaistniało, aczkolwiek ma miejsce duże ubożenie ozonu w okresach zimowo-wiosennych, które można określić jako rozrzedzenie warstwy ozonowej lub jako arktyczny „dołek” ozonowy.

Przedsięwzięcia podejmowane przez państwa – sygnatariuszy konwencji wiedeńskiej i jej protokołu montrealskiego służą powrotowi warstwy ozonowej do normalnego stanu. Jednakże zaniknięcia antarktycznej dziury ozonowej można spodziewać się nie wcześniej niż w połowie XXI wieku (WMO No 586, 1996).

Trendy gazów powodujących ubożenie ozonu stratosferycznego i prognoza odbudowy warstwy ozonowej

Jednym z głównych osiągnięć naukowych w zakresie chemii atmosfery jest odkrycie, że w ostatnich latach, w niektórych regionach, zmniejszyły się przyrosty w atmosferze kilku głównych antropogenicznych gazów źródłowych dla chloru i bromu.

Głównymi antropogenicznymi gazami źródłowymi dla stratosferycznego chloru i bromu, a więc dla destrukcji warstwy ozonowej są: CFCs (freony 11 i 12), czterochlorek węgla (CCl₄), chloroform metylu (CH₃CCl₃) oraz halony: halon-1301 (CBr₂F₃) i halon-1211 (CBrClF₂). Związki te są monitorowane od 1978 roku. Przez większość tego okresu szybkość ich przyrostu zwiększała się. Ostatnio rysuje się tendencja odwrotna.

Całkowity chlor organiczny w troposferze i troposferyczny brom w halonach wzrosły w 1992 roku, odpowiednio, tylko o 60 ppt/rok (1,6%) i o 0,25 ppt/rok, podczas gdy w 1989 roku przyrosty tych gazów wynosiły odpowiednio: około 110 ppt/rok (2,9%) i 0,85 ppt/rok. Stężenie czterochloru węgla obecnie również zmniejsza się. Obserwowane trendy w organicznym chlorze troposferycznym i dane dotyczące produkcji jego źródłowych związków sugerują mniejsze ich emisje niż maksimum emisji, uwzględnione w protokole montrealskim i jego poprawkach i uzupełnieniach.

Ponadto obserwacje ujawniły przyspieszenie przyrostu substytutów CFCs, tj. chlorofluorowęglowodórów –

HCFCs: HCFC-22, HCFC-141b i HCFC-142b, czego należało się spodziewać ze zwiększonego ich użytkowania. Chlor troposferyczny w HCFCs wzrósł o 5ppt/rok w 1989 roku i o około 10ppt/rok w 1982 roku.

Zgodnie z przewidywaniami, maksimum całkowitego obciążenia chlorem i bromem przypada na rok 1994, natomiast maksimum w stratosferze będzie opóźnione o 3–5 lat.

Przewiduje się, przy założeniu ścisłego przestrzegania poprawionego protokołu montrealskiego (Kopenhaga 1992) przez wszystkie państwa, że stratosferyczne stężenia chloru będą nadal wzrastać od ich bieżących poziomów (3,6 ppb) do maksimum, wynoszącego około 3,8 ppb na przełomie tego wieku.

Przyszłe obciążenie bromem będzie zależało od dokonanego wyboru co do przyszłej produkcji i emisji bromku metylu (CH_3Br).

Na przełomie tego wieku zacznie się spadek poziomów stratosferycznego chloru i bromu, który będzie trwał w ciągu dwóch przyszłych stuleci: XXI i XXII. Wielkość spadku jest podyktowana przez czas rezydencji w atmosferze CFCs, czterochlorku węgla i halonów.

Przewiduje się, że globalne straty ozonu i antarktyczna dziura ozonowa, które były pierwszy raz rozróżnione w późnych latach siedemdziesiątych, zostaną zregenerowane około 2045 roku (przy stałych innych warunkach). Powrót do stanu normalnego warstwy ozonowej nie byłby możliwy bez poprawek i uzupełnień pierwotnego protokołu montrealskiego (1987).

Sądzi się, że maksimum globalnych strat ozonu wystąpi w najbliższych kilku latach. Warstwa ozonowa będzie podlegała największym zaburzeniom antropogenicznym i będzie najbardziej podatna na zmiany naturalne około 1998 roku, ponieważ, jak sądzi się, wystąpią wtedy maksymalne stężenia stratosferycznego chloru i bromu.

Badania oparte na ekstrapolacji bieżących trendów sugerują, że maksymalna strata ozonu w stosunku do późnych lat sześćdziesiątych będzie wynosić około:

- 12–13% (tj. ok. 2,5% powyżej bieżących poziomów) w szerokościach środkowych półkuli północnej w okresie zimowo-wiosennym,
- 6–7% (tj. ok. 1,5% powyżej bieżących poziomów) w szerokościach środkowych półkuli północnej w okresie lato-jesień,
- 11% (z mniejszą pewnością) w szerokościach środkowych półkuli południowej w okresie całorocznym.

Takim zmianom (ubytkom) ozonu stratosferycznego będzie towarzyszyć wzrost promieniowania UV-B (promieniowanie rumieniotwórcze) odpowiednio o 15%, 8% i 13%, pod warunkiem że oddziaływania innych czynników (takich, jak na przykład chmury) pozostaną stałe. Ponadto, gdyby wydarzyła się duża erupcja wulkaniczna (podobna do erupcji Mt Pinatubo) lub gdyby wystąpiły anomalnie zimne i trwałe zimy arktyczne, wtedy wzrost strat ozonu i wzrost docierającego do powierzchni Ziemi promieniowania UV-B będzie większy w pojedynczych latach.

Brak skrupulatnego przestrzegania międzynarodowych umów będzie opóźniać

regenerację warstwy ozonowej. Przed potencjalnym kryzysem ekologicznym, jaki stanowi antropogeniczna degradacja warstwy ozonowej w skali globalnej, uchroniły nas odkrycia w dziedzinie chemii atmosfery Paula Crutzena (Holender, meteorolog – profesor w Instytucie Plancka w Moguncji, Niemcy), Mario Moliny (Amerykanin, chemik – profesor w Instytucie Technologii w Massachusetts, Cambridge, USA) i Sherwooda Rowlanda (Amerykanin, chemik – profesor Wydziału Chemii Uniwersytetu Kalifornijskiego w Irvine, USA) – noblistów w dziedzinie chemii 1995. Wyjaśnili oni mechanizmy chemiczne determinujące grubość warstwy ozonowej i wykazali wrażliwość tej warstwy na wpływ antropogenicznych zanieczyszczeń atmosfery.

Dzięki nim istnieje naukowa podstawa – szansa odnowy warstwy ozonowej i zabliźnienia (wypełnienia) antarktycznej dziury ozonowej (WMO/UNEP 1995).

Literatura

Opracowano na podstawie informacji naukowych z sieci INTERNET:

Reinforcement of European research activities following the large Arctic ozone depletion observed during SESAME last winter. Press Release, Brussels, September 15, 1995.

Review of the state of the ozone layer. Delivered by Dr Rumen D. Bojkov of World Meteorological Organization (WMO) Austria Conference Centre, Vienna, 4 December 1995.

Scientific Assessment of Ozone Depletion 1994. WMO Global Ozone Research and Monitoring Project-Report No 37. WMO/UNEP 1995.

Scientific evidence confirms continuous depletion of the ozone layer. WMO No 580. Vienna and Geneva, 28 November 1995.

SESAME Campaign (Second European Stratospheric Arctic and Mid-latitude Experiment).

Centre for Atmospheric Science. SESAME Press Release 21/2/95, 30/3/95.

Significant ozone loss in the Arctic. Second SESAME Press Release (30/3/95).

Stronger ozone decline continues. Depleted area covers Greenland - Northern Atlantic - Scandinavia and western part of Russian Arctic. WMO No 586. Geneva, 12 March 1996.

The Coordinated European Research Campaign SESAME, shows ozone loss over the Arctic region. SESAME Press Release, 21 February 1995.

Tolba M.K., O.A.El-Kholy, E.El-Hinnawi, M.W. Holdgate, D.F. Mc Michael and R.E. Munn, eds. 1992: Ozone depletion. Chapter 2 in The world environment 1972–1992. New York. Chapman and Hall. [CIESIN, Consortium for International Earth Science Information Network].

WMO Antarctic Ozone Bulletin 10/95, 6 December 1995.

Summary

On the problems of ozone layer depletion and its actual state over the northern hemisphere. This paper has been written on the basis of the INTERNET scientific information.

The depletion of the ozone layer has been treated as one of the major environmental problems due to it is leading to an increase in the amount of UV-B radiation reaching the Earth's surface.

The following questions have been arisen:

– one of the common questions about ozone: „Why is the ozone hole observed over the Antarctica when CFCs are released mainly in the northern hemisphere”? [WMO/UNEP 1995],

- the causes of the ozone layer depletion in the middle – and – high latitudes of the both (nothern and southern) hemispheres,
- trends in the total – column ozone depletion,
- trends in the vertical distribution of ozone in the midlatitudes and tropics,
- the stratospheric ozone declines in the 1990s,
- trends in gases causing the stratospheric ozone depletion and the prediction of recovery of the ozone layer.

In accordance with WMO/UNEP 1995 the global ozone losses and the antarctic ozone „hole” which were first discernible in the late 1970s may – but only under favourable conditions – be recovered not sooner as about the year 2045.

Authors' address:
C. Szwed-Ilnicka, W. Przewoźniczuk
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa
ul. Nowoursynowska 166
Poland

Bonifacy ŁYKOWSKI

Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW

Automatyczna stacja monitoringu powietrza atmosferycznego Warszawa-Ursynów

Stałe pomiary i obserwacje meteorologiczne na terenie Ursynowa rozpoczęto 1 stycznia 1959 roku. Uruchomiona została wtedy stacja pomiarowa o standardzie posterunku meteorologicznego, założona przez Katedrę Meteorologii i Klimatologii SGGW, głównie do celów dydaktycznych. Pracownicy tej Katedry sprawowali też kontrolę merytoryczną i naukową stacji. Stację zlokalizowano na polach doświadczalnych RZD SGGW przy ul. Nowoursynowskiej. Reprezentatywne dla rejonu warunki topograficzne (wysoczyzna, teren otwarty) umożliwiały badania zarówno klimatu w skali makro, jak też mezo i mikro, a także klimatu lokalnego doliny Wisły. Gromadzone dane meteorologiczne były wykorzystywane na bieżąco przez zakłady naukowe SGGW prowadzące doświadczenia uprawowe w Wolicy oraz przy wykonywaniu prac magisterskich, doktorskich i habilitacyjnych.

W kwietniu 1977 r. rozpoczęła działalność stacja meteorologiczna w Ursynowie ($\phi_N = 52^{\circ}09'$, $\lambda_E = 21^{\circ}04'$, 102,5 m n.p.m.) na terenie SGGW przy ul. Nowoursynowskiej 166 (w pobliżu budyn-

ku Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska), położona w odległości ok. 1 km na północny zachód od Wolicy. Na terenie dawnej stacji Wolica istnieje obecnie osiedle mieszkaniowe o tej samej nazwie. Stacja w Wolicy działała do października 1977 r. co pozwoliło na ocenę wpływu zmiany lokalizacji na wyniki pomiarów.

W latach 1977–1980 teren położony w sektorach zachodnich, w odległości 600–800 m od stacji w Ursynowie został zajęty pod budowę osiedli mieszkaniowych obecnej gminy Warszawa-Ursynów. Stwierdzono, że do czasu wybudowania osiedli mieszkaniowych Ursynowa zmiana lokalizacji stacji nie wpłynęła w dostrzegalnym stopniu na wyniki pomiarów meteorologicznych.

Przełomowa zmiana w działalności stacji nastąpiła 7 lipca 1993 r. W tym dniu o godz. 18³⁰ czasu środkowoeuropejskiego (CSE) została uruchomiona automatyczna stacja meteorologiczna firmy Trax Elektronik z Krakowa. Zachowano przejściowo także pomiary o standardzie posterunku meteorologicznego. Już w pierwszym etapie rozpoczęto rejestrację

pomiarów (średnie lub sumy z 10 minut) wszystkich podstawowych elementów meteorologicznych (bez opadu i parowania) na kilku poziomach nad powierzchnią gruntu: 5 cm, 2 m, 4 m i 20 m oraz temperatury gruntu na głębokości 5 cm i 20 cm.

W następnych latach uzupełniono wyposażenie stacji przez zainstalowanie czujników do pomiaru wilgotności względnej powietrza firmy Vaisala (Finlandia), które nie wymagają obsługi bieżącej i działają także w ujemnej temperaturze. Rozpoczęto też rejestrację opadu atmosferycznego (także przy ujemnej temperaturze), parowania, stężenia

dwutlenku węgla i dwutlenku siarki. Okresowo jest także wykonywany pomiar kwasowości (pH) opadów atmosferycznych. Wszystkie pomiary spełniają standardy międzynarodowe, a zakres pomiarowy podnosi rangę stacji do rangi automatycznej stacji monitoringu powietrza atmosferycznego. Wysoki standard aparatury pomiarowej umożliwia integrację badań w Katedrze Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW, jak też ułatwia współpracę z innymi instytucjami naukowymi zajmującymi się ochroną środowiska.

Aktualny zakres wykonywanych pomiarów przedstawiono w tabeli 1. W gór-

TABELA 1. Klucz do rozszyfrowywania danych pomiarowych z rejestratora (wartości z okresów

Data	Godz	S0	Czujniki AC2				Czujniki AC2			V0			
			0	1	2	3	8	9	10	11			
96.10.04	08.00	27.6	9.0	10.4	7.6	9.3	74.3	74.8	77.4	82.1	3.7	6.6	1.4

S0 – poziom wody w ewaporimetrze pan [mm]

AC2 0 – temperatura ter. zwilż. [°C] na wys 2 m (klatka typu TRAX)

AC2 1 – temperatura ter. suchego [°C] na wys. 2 m (klatka typu TRAX)

AC2 2 – temperatura gleby na głęb. 5 cm [°C]

AC2 3 – temperatura gleby na głęb. 20 cm [°C]

AC2 8 – wilgotność względna powietrza na wys 4 m [%]

AC2 9 – wilgotność względna powietrza na wys. 20 m [%]

AC2 10 – wilgotność względna powietrza na wys. 2 m [%]

AC2 11 – wilgotność względna powietrza na wys. 5 cm [%]

V0 – prędkość wiatru na wys. 22 m: średnia w okresie pomiaru, maksymalna i minimalna [$m \cdot s^{-1}$]

V1 – prędkość wiatru na wys. 4 m: średnia w okresie pomiaru, maksymalna i minimalna [$m \cdot s^{-1}$]

V2 – prędkość wiatru na wys. 1 m: średnia w okresie pomiaru, maksymalna i minimalna [$m \cdot s^{-1}$]

K0 – kierunek wiatru na wys. 22 m: średni kierunek oraz skrajne wartości zakresu zmienności [stop.]

AC1 1 – temperatura powietrza [°C] na wys. 2 m (klatka stand.)

AC1 3 – temperatura powietrza [°C] na wys. 5 cm (klatka mikroklim.)

AC1 5 – temperatura powietrza [°C] na wys. 4 m (klatka typu TRAX)

AC1 7 – temperatura powietrza [°C] na wys. 20 m (klatka mikroklim.)

AC1 10 – promieniowanie słoneczne [$W \cdot m^{-2}$]

AC1 11 – stężenie SO_2 [ppm]

AC1 12 – stężenie CO_2 [ppm]

AC1 15 – suma opadu atmosferycznego [mm]

nej części tabeli (rubryki poziome pierwsza, druga i trzecia) to klucz do rozszyfrowywania danych z wydruku komputerowego. W rubryce trzeciej zamieszczono jeden wiersz wydruku oryginalnych danych z 4 października 1996 r. o godz. 8⁰⁰. Rejestrator RC-10 mierzy i oblicza wartości średnie (lub sumy) z okresów 10-minutowych (tj. 6 razy w okresie 1 godziny). Ten krok czasowy można dobierać, zależnie od potrzeb, od 1 minuty do 60 minut.

Rejestrator RC-10 musi współpracować z mikrokomputerem, gdyż ma ograniczoną pamięć wewnętrzną. Przy czasowym kroku pomiarowym 10-minuto-

wym, co 6 tygodni dane pomiarowe muszą być przenoszone, w celu archiwizowania, z rejestratora RC-10 na dyskietki.

Zakupiono także podstawowy program obliczeniowy, który wymaga jednak uzupełnienia. Na rysunku 1 przedstawiono przykładowo sposób notowania przez rejestrator RC-10 niektórych elementów meteorologicznych. Rysunek 1a przedstawia wydruk komputerowy temperatury powietrza w okresie doby, a rysunek 1b dobowy przebieg prędkości wiatru. Można zaobserwować bardzo charakterystyczne zjawisko. Około godz. 16⁵⁰ (rys. 1b – strzałka) prędkość wiatru spadła do 0 m · s⁻¹. W wyniku

10-minutowych od dn.2.10.1996r.)

V1	V2	K0	Czujniki AC1				Czujniki AC1			
			1	3	5	7	10	11	12	15
1.9 3.8 0.6	1.2 2.4 0.1	214 258 168	8.8	9.9	9.7	9.4	331.4	0.0	487.3	0.0

zjawiska georadiacji temperatura powietrza na wysokości 5 cm n.p.g. zaczęła natychmiast spadać (rys. 1a – strzałka lewa). Z opóźnieniem około 30 min spada także temperatura na wysokości 2 m n.p.g., a po upływie 1 godz. i 10 min zaznacza się nieznaczny spadek temperatury na wysokości 20 m. Wystąpienie wiatru około godziny 18⁰⁰ spowodowało mieszanie powietrza i natychmiastowy wzrost temperatury – napływ powietrza cieplejszego (rys. 1a – strzałka prawa). Na rysunku 1c zilustrowany jest sposób zapisu opadów atmosferycznych.

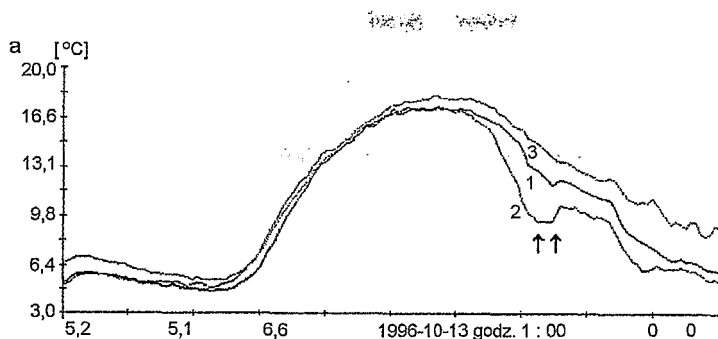
Przy ustalaniu zakresu pomiarowego stacji uwzględniony został w szerokim zakresie profil naukowy i dydaktyczny Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska. Wyniki pomiarów są przydatne także dla wielu innych jednostek organizacyjnych SGGW. Zakres pomiarowy stacji pozwala na prowadzenie wielokierunkowych badań. Pomiary gradientowe temperatury i wilgotności powietrza (na 4 wysokościach), prędkości wiatru (na 3 wysokościach), temperatury gruntu i natężenia promieniowania słonecznego pozwalają na badania stratyfikacji warunków meteorologicznych, bilansu cieplnego powierzchni standardowej trawnika, a także na opracowanie wzorów do obliczania parowania z powierzchni wody w ewaporometrze pan (wzorzec międzynarodowy) na podstawie oddziaływania warunków meteorologicznych na parowanie.

Z zagadnieniami tymi związana jest problematyka wymiany turbulencyjnej ciepła i pary wodnej między powierzchnią ziemi i atmosferą, a więc także pionowe ruchy powietrza. W ten sposób na-

wiązujemy do innego obszernego zagadnienia modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze i bioklimatologii. Mając do dyspozycji tak bogaty zakres pomiarów meteorologicznych można prowadzić badania kształtowania się wskaźników biometeorologicznych w różnych warunkach pogodowych i na różnej wysokości n.p.g. (ochładzanie biometeorologiczne, temperatura ekwiwalentna, entalpia, niedosyt fizjologiczny wilgoci – parność i inne). Wskaźniki te pozwalają na ocenę bioklimatu w skali makro oraz w skali lokalnej na otwartym powietrzu i w pomieszczeniach (ważne w projektowaniu ogrzewania i wentylacji w budynkach mieszkalnych, przemysłowych i innych).

Znacznym wzbogaceniem badań bioklimatycznych są pomiary stężenia SO_2 , CO_2 oraz kwasowości opadów atmosferycznych. Szeroki zakres pomiarów meteorologicznych pozwala na powiązanie kształtowania się stężeń głównych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego z warunkami meteorologicznymi, a zwłaszcza określenie częstości występowania warunków meteorologicznych, sprzyjających reakcjom chemicznym i fotochemicznym substancji zanieczyszczających (np. przemiana SO_2 w SO_3 i H_2SO_4 , smog fotochemiczny i inne). Nie sposób omówić szczegółowo w jednym artykule wszystkich ważnych zagadnień, które mogą być przedmiotem badań na stacji w Ursynowie.

Dane meteorologiczne ze stacji chętnie byłyby wykorzystywane w doświadczałnictwie rolniczym, sadowniczym, warzywniczym i innych. Zaistniał jednak problem, na jakich warunkach Katedra



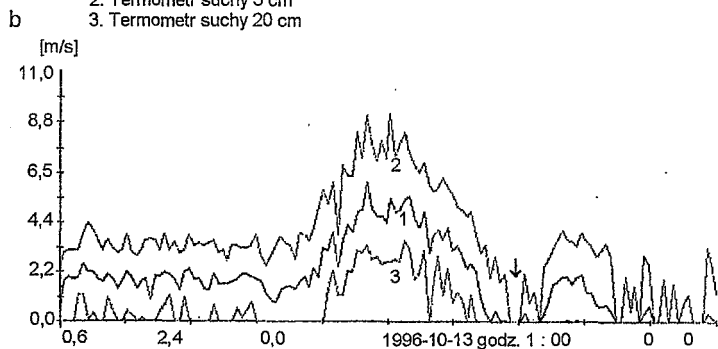
Dane od dnia 96-10-13 godz. 1 : 00 do dnia 96-10-13 godz. 23 : 50

Rejestrator nr 54 - SGGW Ursynów

1. Term. suchy klatka 2 m

2. Termometr suchy 5 cm

3. Termometr suchy 20 cm



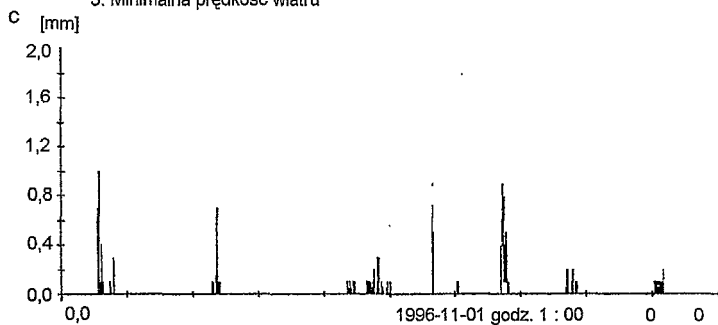
Dane od dnia 96-10-13 godz. 1 : 00 do dnia 96-10-13 godz. 23 : 50

Rejestrator nr 54 - SGGW Ursynów

1. Prędkość wiatru 22 m

2. Maksymalna prędkość wiatru

3. Minimalna prędkość wiatru



Dane od dnia 96-11-01 godz. 1 : 00 do dnia 96-11-30 godz. 20 : 50

Rejestrator nr 54 - SGGW Ursynów

1. Opad

RYSUNEK. Przykład rejestracji i opracowania komputerowego wybranych elementów meteorologicznych na stacji Warszawa-Ursynów

Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego może te dane udostępniać. Pomijając nawet stronę techniczną (czasochłonne odkodowanie z bazy komputerowej i wstępne przeliczenia) trzeba uwzględnić to, że prowadzenie stacji (zwłaszcza kontrola i wstępne opracowania) wymagają wyspecjalizowanej obsługi. Konsekwencją tego jest nabycie przez pracowników Zakładu Meteorologii i Klimatologii praw autorskich do materiału pomiarowego.

Jedynie Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska oraz Międzywydziałowe Studium Ochrony Środowiska uczestniczą pośrednio i bezpośrednio w kosztach eksploatacji zarówno przez zlecenie Katedrze zajęć dydaktycznych jak też w inny sposób, nabywając prawo do korzystania przynajmniej z danych podstawowych. Należy podkreślić, że wyniki pomiarów ze stacji stanowią cenny materiał i są wykorzystywane przez studentów wykonujących prace magisterskie z różnych specjalności.

Uruchomienie stacji monitoringu powietrza atmosferycznego SGGW Warszawa-Ursynów było możliwe dzięki du-

żemu wsparciu finansowemu ze strony Uczelni (grant JM Rektora) oraz dotacji Komitetu Badań Naukowych, za co w imieniu własnym oraz pracowników Zakładu Meteorologii i Klimatologii Katedry Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW składam wyżej wymienionym instytucjom serdeczne podziękowanie.

Summary

Automatic air monitoring station in Warsaw-Ursynów. The paper describes history and present-day of Warsaw Agricultural University meteorological station in Ursynów. The table 1 represents measurement realm and the figure 1 shows the examples of recorded data.

Author's address
B. Łykowski
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa
ul. Nowoursynowska 166
Poland

WYBRANE PRACE DYPLOMOWE

Adam KOZIOŁ, Elżbieta KUBRAK, Krzysztof KUŚMIERCZUK

Katedra Budownictwa Wodnego SGGW

✓

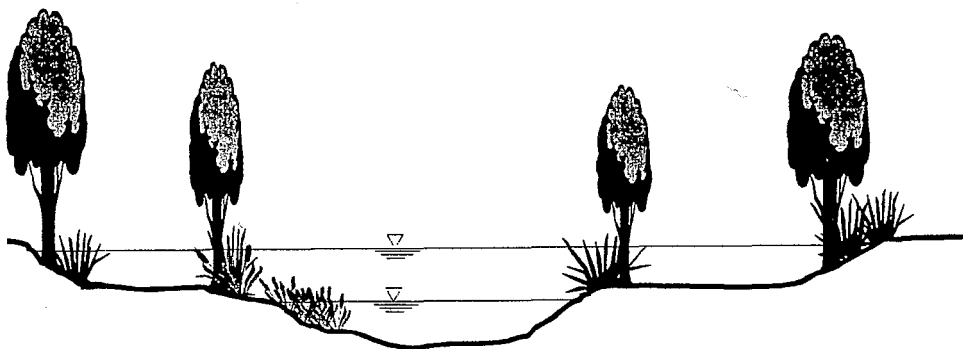
Uwagi o stanie badań warunków przepływu w korytach dwudzielnych z roślinnością wysoką

Wprowadzenie

Pojawiające się w połowie lat siedemdziesiątych tendencje do pozostawiania drzew i krzewów na skarpach i terenach zalewowych koryt w przedsięwzięciach związanych z regulacją, rewitalizacją i renaturyzacją są następstwem nowych wymagań ochrony środowiska (rys. 1). Dążenie do zachowania drzew i krzewów na skarpach koryt i międzywalu zostało dziś już w wielu krajach europejskich prawnie unormowane (Patt 1995). Oznacza to, że oddziaływanie ro-

ślin na warunki przepływu musi być uwzględniane we wszystkich nowo projektowanych przedsięwzięciach w korycie.

Według Bretschneidera i Schulza (1985), roślinność występującą w korytach naturalnych można podzielić na niską, średnio wysoką i wysoką. Do kategorii roślinności wysokiej zalicza się pojedyncze drzewa lub grupy drzew. Przy przepływie strumienia nad roślinnością niską, rozkład prędkości przepływu w pionie jest logarytmiczny i reaguje na występowanie roślinności tak jak na



RYSUNEK 1. Przykład złożonego przekroju koryta utrzymanego w stanie zbliżonym do naturalnego

chropowatość piaskową. Przy opływaniu roślin wysokich (wysokość drzew i pojedynczych krzewów większa od głębokości przepływu) nie występuje logarytmiczny rozkład prędkości przepływu w pionie. Prekursorem badań w kraju nad przepustowością terenów zalewowych koryt porośniętych różnymi formami roślinności był Dębski (1963). Po raz pierwszy systematyczne badania wpływu wysokiej roślinności na warunki przepływu prowadził Felkel (1960). W połowie lat siedemdziesiątych, kontynuację tych prac podjęto w Instytucie Budownictwa Wodnego i Gospodarki Wodnej w Aachen oraz w Instytucie Hydrologii, Gospodarki Wodnej i Budownictwa Wodnomelioracyjnego w Hanowerze (Rickert 1986).

Już pierwsze uzyskane wyniki badań wskazywały na gwałtowne, bo o około 70% zmniejszenia przepustowości koryt o przekrojach złożonych z terenami zalewowymi porośniętymi roślinnością wysoką w stosunku do koryt bez roślinności (Rouvé 1987).

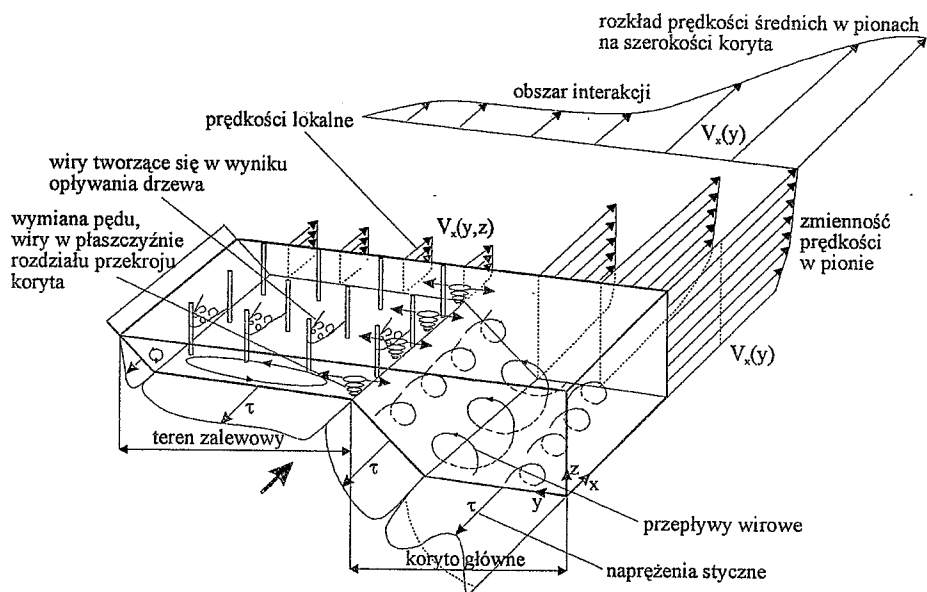
Warunki przepływu w korytach porośniętych roślinnością wysoką

Strumień w korycie o przekroju wielodzielnym ze zróżnicowaną szorstkością i głębokością na szerokości przekroju charakteryzuje się wyraźną nierównomiernością rozkładu prędkości średniej (rys. 2). Wywołuje to ruch turbulentny poprzeczny do głównego kierunku przepływu z intensywną wymianą masy i pę-

du pomiędzy wolno płynącymi strumieniami po terenie zalewowym i szybciej płynącym strumieniem w korycie głównym (Sellin 1964). Istnienie różnych form ruchu strumienia komplikuje jego opis teoretyczny i utrudnia badania modelowe.

Skomplikowany trójwymiarowy obraz przepływu w obrębie interakcji pomiędzy zadrzewioną i wolną od drzew częścią przekroju bada się w laboratoriach już od dawna. Badania modelowe Knight i Shiono (1990), Tominaga i Nezu (1991), Shiono i Knight (1991) potwierdziły występowanie sfotografowanych już przez Sellina (1964) wielkowymiarowych wirów o osi pionowej, tworzących się nad górną krawędzią skarpy koryta głównego względnie na skrajach zadrzewionych części przekroju. Powstaniu wirów towarzyszą prądy wirowe i przepływy wirowe w kierunku poprzecznym do osi koryta.

Opory przepływu w części przekroju z roślinnością wysoką są znacznie większe niż w nieporośniętej części przekroju. W teoretycznych analizach warunków ustalonego przepływu, przyjęcie założenia o hydrostatycznym rozkładzie ciśnień w strumieniu prowadzi do poziomego układu zwierciadła wody i wyraźnego gradientu energii w przekroju poprzecznym koryta (Kaiser 1984). Wyrównanie wysokości energii w przekroju jest możliwe tylko przez okresowe zróżnicowanie układu zwierciadła wody w obszarze z i bez roślinności. Zróżnicowanie wysokości energii w różnych częściach przekroju poprzecznego wg Kaisera (1984) wymusza przepływ w kierunku „y” poprzecznym do osi koryta z prędko-

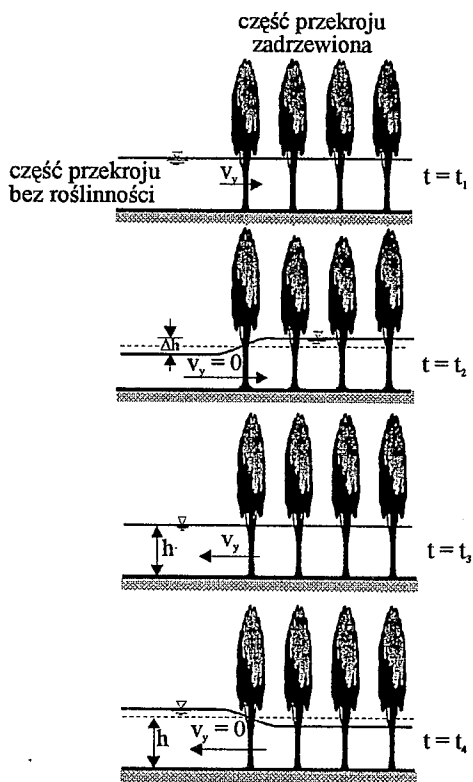


RYSUNEK 2. Struktura strumienia w korycie o złożonym przekroju poprzecznym z roślinnością wysoką wg Shiono/Knight (1991)

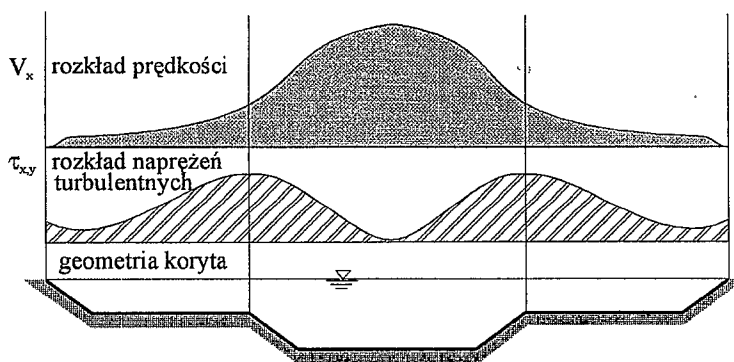
ścią V_y , tzn. w kierunku zadrzewionej części przekroju ($t = t_1$ na rys. 3), co z kolei prowadzi do podniesienia się zwierciadła wody i wzrostu ciśnienia hydrostatycznego w tej części przekroju. Po chwilowym podniesieniu się zwierciadła wody w zadrzewionej części przekroju ($t = t_2$) następuje moment ponownego wyrównania się ciśnienia zwierciadła wody w przekroju ($t = t_3$), a następnie obniżenie zwierciadła wody w zadrzewionej części przekroju ($t = t_4$). W płaszczyźnie rozdziału złożonego przekroju koryta tworzą się wstęgi wirów i następuje widoczne sfałowanie powierzchni zwierciadła wody. Wskutek nakładania się fal odbitych od pobocznic koryta powstają bardzo złożone trójwymiarowe, niestacjonarne i nierównomierne zjawiska przepływu. Dysypację energii

w przekroju jest trudno opisać teoretycznie wobec zjawisk makroturbulencji, tarcia o pobocznice koryta i opływu drzew.

Intensywne cykliczne zmiany pędu w kierunku poprzecznym do głównego kierunku przepływu wywołują wysokie naprężenia turbulentne. Zwiększają się one dodatkowo wskutek odrywania się strug od drzew i tworzenia się wstęgi wirów. Naprężenia turbulentne osiągają wartość maksymalną w płaszczyźnie rozdziału złożonego przekroju poprzecznego (rys. 4). W zadrzewionej części przekroju występuje wąska strefa, w której następuje wzrost prędkości średniej w porośniętej drzewami części przekroju. Zjawisko oddziaływania przepływu w części koryta bez roślinności na przepływ w części zarośniętej nazwano interakcją.



RYSUNEK 3. Schematyczne przedstawienie wahań zwierciadła wody w przekroju poprzecznym koryta wywołane przez interakcję pomiędzy częścią wolną od drzew i z drzewami wg Kaisera (1984)



RYSUNEK 4. Schemat rozkładu prędkości i naprężeń turbulentnych w złożonym przekroju poprzecznym koryta wg Paschego (1984)

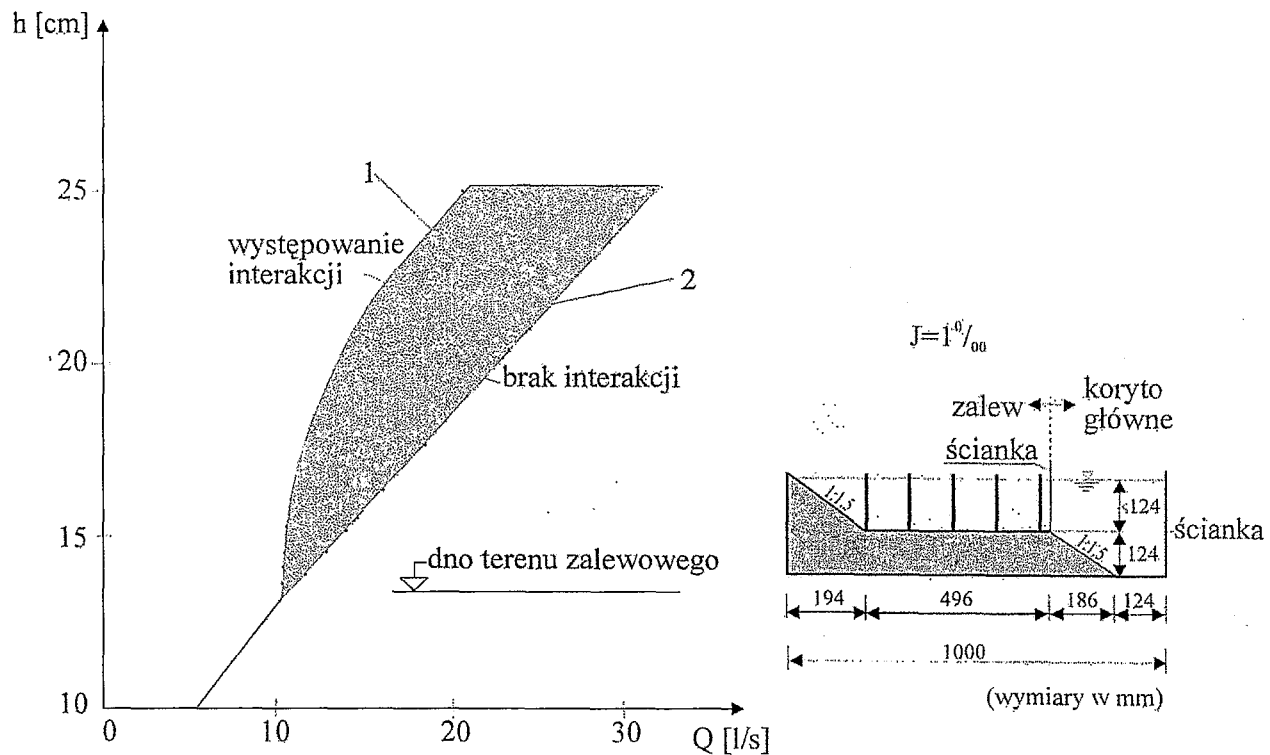
Wpływ interakcji na przepustowość prostoliniowego koryta w badaniach modelowych zilustrował Evers i Pasche (1983) przez wprowadzenie sztywnej, nieprzepuszczalnej ścianki w płaszczyźnie rozdziału zadrzewionej i wolnej od drzew przekroju koryta (rys. 5), wskutek czego nastąpił wzrost przepustowości całego przekroju koryta.

Charakterystyka dotychczasowych badań

Przeprowadzone w ostatnim dwudziestoleciu badania warunków przepływu w korytach porośniętych roślinnością wysoką podzielić można na dwie grupy:

- w korytach o całkowitym porośnięciu przekroju poprzecznego drzewami,
- w korytach o częściowym porośnięciu przekroju poprzecznego drzewami i uwzględniające interakcję pomiędzy częścią koryta porośniętą i nieporośniętą.

Przegląd wyników badań należących do pierwszej grupy dokonał Kanemann (1987). Wspomniane badania prowadzono



RYSUNEK 5. Krzywe przepływu koryta w badaniach wg Eversa i Paschego (1983): 1 – krzywa przepływu przy występowaniu interakcji, 2 – krzywa przepływu przy braku interakcji

na modelach koryt o przekrojach prostokątnych i trapezowych w różnych skalach. Wyznaczano w nich współczynniki szorstkości koryta porośniętego drzewami do wzoru Manninga (Petryk, Bosmajin 1975), Chezy (Komora 1981) lub Darcy-Weisbacha (Kaiser 1984, Vincent, 1984, Lindner 1982).

Zależności charakteryzujące opory przepływu w porośniętym drzewami korycie można wyrazić w postaci bezwymiarowego współczynnika oporów spełniających równanie Darcy-Weisbacha.

$$v = \sqrt{\frac{8gRJ}{\lambda}} \quad (1)$$

gdzie:

v – średnia prędkość przepływu [$m \cdot s^{-1}$]

R – promień hydrauliczny przekroju [m],

J – spadek linii energii [–],

λ – współczynnik oporów Darcy-Weisbacha [–].

Związek między współczynnikami charakteryzującymi opory przepływu w korycie występującymi we wzorach Chezy i Manninga a współczynnikiem λ jest następujący:

$$C = \frac{R^{1/6}}{n} = \sqrt{\frac{8g}{\lambda}} \quad (2)$$

gdzie:

C – współczynnik prędkości Chezy [$m^{1/2} \cdot s$],

n – współczynnik szorstkości Manninga $m^{-1/3} \cdot s$].

Warunki przepływu kształtowane są pod wpływem szorstkości ścian i dna koryta oraz roślinności wysokiej (rys. 6).

Współczynnik oporów λ w obszarze z roślinnością jest sumą współczynnika oporów dna i ścian koryta λ_s oraz współczynnika wyznaczonego dla roślinności wysokiej λ_v :

$$\lambda = \lambda_s + \lambda_v \quad (3)$$

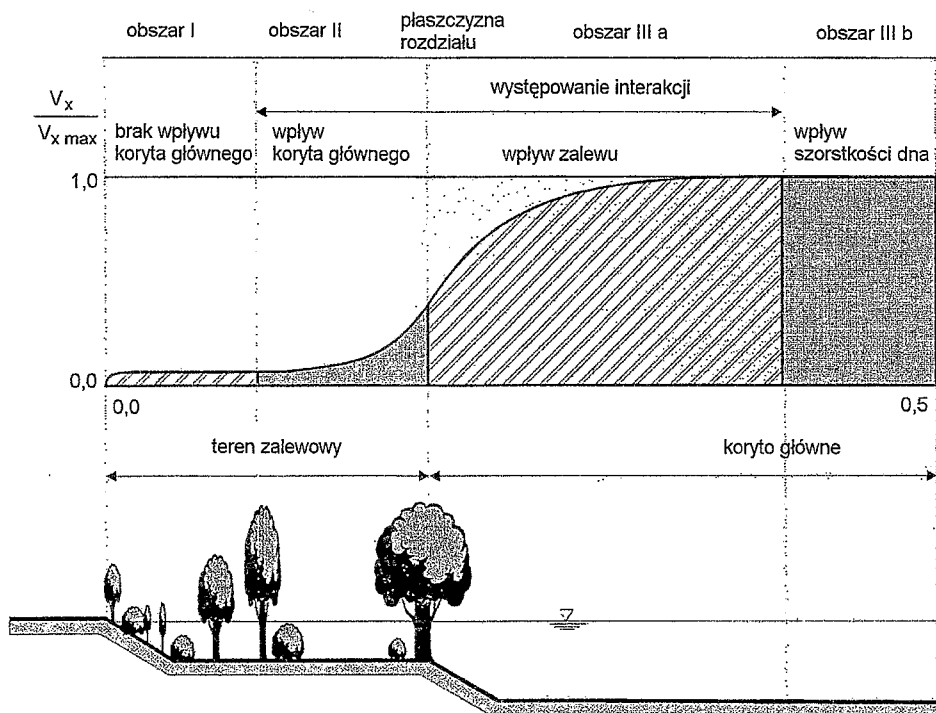
Zestawienie otrzymanych przy różnych założeniach współczynników oporu drzew w korytach o całkowitym porośnięciu przekroju poprzecznego drzewami pokazano w tabeli 1.

Pokazane w tabeli 1 zależności do wyznaczania różnych współczynników opisujących opory przepływu w korycie porośniętym roślinnością wysoką i wykorzystujące różne charakterystyki rozmieszczenia roślinności w korycie Kanemann (1987) sprowadził do równania:

$$\lambda_v = 4C_{WR}\omega_v R \quad (4)$$

Cechą wspólną tych badań było to, że dotyczyły one prostych odcinków koryt gładkich o przekrojach jednodzielnymi z równomiernie rozmieszczoną w korycie żywą roślinnością wysoką lub jej imitacją.

Obszerne badania modelowe warunków przepływu, uwzględniające interakcję pomiędzy częściami złożonego przekroju z drzewami i bez drzew prowadzono w latach osiemdziesiątych w uczelniach niemieckich (Rouvé 1987). Tematykę i cel przeprowadzonych badań ilustruje zaczerpnięta z pracy Rouvé (1987) tabela 2. Jak z niej wynika, większość przeprowadzanych w Niemczech badań była prowadzona w warunkach



RYСУNEK 6. Obszary przepływu w porośniętym przekroju koryta wg Rouvé (1987) i rozkład prędkości średnich w pionach na szerokości koryta

laboratoryjnych, a uzyskane na tej podstawie wyniki posłużyły do opracowania metodyki obliczeń przepustowości koryt z roślinnością wysoką. Rozpoznanie procesu interakcji w korycie o złożonym przekroju na podstawie badań modelowych potwierdziło słuszność podziału przekroju pionowymi płaszczyznami złożonego przekroju koryta w miejscu wyraźnych zmian prędkości średniej (dużych gradientów prędkości) przy obliczaniu zdolności przepustowej takich koryt pokazanych na rysunku 4.

Porównanie różnych sposobów obliczeń przepustowości koryt przedstawiono w tabeli 3. Zestawiono w niej różne

metody obliczeń przepustowości koryt. Różnią się one przede wszystkim sposobem określenia współczynnika oporów w płaszczyźnie rozdziału koryta λ_T .

Cechą wspólną przeprowadzonych na różnych modelach koryt badań było to, że opierały się one na tych samych założeniach, tzn. wyznaczono bezwymiarowe współczynniki oporów dna koryta – λ_s , drzew – λ_v , i płaszczyzn rozdziału – λ_T złożonego przekroju poprzecznego koryta do wzoru Darcy-Weisbacha (1).

Występujące w płaszczyznach rozdziału naprężenia styczne wiąże się

TABELA 1. Zależności do obliczania oporów wywołanych drzewami

Autor badań	Sposób opisu przepływu w porośniętym drzewami korycie	Parametry charakteryzujące rozmieszczenie drzew w korycie	Ustalona w badaniach zależność uwzględniająca opory przepływu w korycie
Kaiser (1984)	Jednowymiarowe równanie ustalonego przepływu wg Darcy-Weisbacha	Objętościowy parametr ε_v definiowany jako iloraz objętości zanurzonych części drzew do objętości koryta porośniętego drzewami: $\varepsilon_v = \Sigma V_{pi} / (A_v l_v)$ Wskaźnik zarastania przekroju drzewami: $\omega_v = \frac{\Sigma A_{\pi}}{A_v l_v}$	$\lambda_v = 4C_{WR}\omega_v R$
Petryk/Bosmajin (1975)	Jednowymiarowe równanie ustalonego przepływu wg Manninga	Hydrauliczna gęstość pokrycia koryta drzewami $D_v = \frac{\Sigma C_{wi} A_{pi}}{l_v l_{u,v}}$	$n_v = R^{2/3} \left(\frac{C_{wr} \Sigma A_{pi}}{2g A l_{u,v}} \right)$
Komora (1981)	Jednowymiarowe równanie ustalonego przepływu wg Chezy	Objętościowy parametr ε_v i parametry charakteryzujące rozmieszczenie roślin w planie a_x/d_p i a_z/d_p	$C_v = 35 \left[\frac{d_p}{h \left(\frac{\Sigma A_{opi}}{A_{ov}} 100 \right)} \right]^{1/2}$
Vincent (1984)	Jednowymiarowe równanie ustalonego przepływu wg Manninga	Parametry charakteryzujące rozmieszczenie roślin w planie ($a_x = a_z$) i a_x/d_p	$n_v = \frac{\sqrt{g}}{h^{1/6}} \left[A \frac{a_x}{d_p} + B \left(\frac{a_x}{d_p} \right)^2 - C \left(\frac{a_x}{d_p} \right)^3 \right] \left(4 \frac{a_x h}{\pi d_p^2} \right)^{-0,46}$ gdzie: $A = 1,782$ $B = 0,23$ $C = 0,00305$
Lindner (1982)	Dwuwymiarowe równanie ustalonego przepływu	Parametry ω_v , ε_v	$\lambda_v = 4C_{WR} \omega_v R$

Przyjęte w tabeli 1 oznaczenia:

A – pole przekroju poprzecznego koryta [m^2],
 A_{opi} – pole poziomego przekroju pnia drzewa [m^2],
 A_{pi} – pole poziomego rzutu zanurzonego pnia drzewa na płaszczyznę przekroju poprzecznego koryta [m^2],
 $A_{u,v} = l_v l_{u,v}$ – powierzchnia porośniętej drzewami poboczniczy koryta [m^2],
 A_v – pole przekroju poprzecznego porośniętej drzewami części koryta [m^2],
 C_{WR} – bezwymiarowy współczynnik oporów grupy drzew [–],
 C_v – współczynnik prędkości dla drzew do wzoru Chezy [$m^{1/2}s^{-1}$],
 C_{wi} – bezwymiarowy współczynnik oporów pojedynczego drzewa zależny od prędkości dopływającego strumienia v_i i średniej prędkości przepływu w przekroju v [–],

$$Dv = \frac{\sum C_{wi} A_{pi}}{l_v l_{u,v}} - \text{hydrauliczna gęstość pokrycia koryta drzewami [–],}$$

V_{pi} – objętość zanurzonego pnia drzewa [m^3],
 a_x – odległość między drzewami w kierunku osi koryta [m],
 a_z – odległość między drzewami w kierunku poprzecznym do osi koryta [m],
 d_p – średnica drzew [m],
 h – głębokość w korycie [m],
 l_v – podwójna odległość między rzędami drzew w kierunku osi koryta [m],
 $l_{u,v}$ – obwód zwilżony przekroju porośniętego roślinnością wysoką [m],
 n_v – współczynnik szorstkości dla drzew do wzoru Manninga [$m^{-1/3} \cdot s$],
 $\varepsilon_v = \sum V_{pi} / (A_v l_v)$ – objętościowy parametr charakteryzujący występowanie drzew w korycie [–],

$$\omega_v = \frac{\sum A_{pi}}{A_v l_v} - \text{wskaźnik porośnięcia przekroju drzewami [l/m].}$$

z prędkością przepływu w korycie głównym v_F empirycznym równaniem:

$$\frac{\lambda_T}{8} = \left(\frac{v_{*T}}{v_F} \right)^2 \quad (5)$$

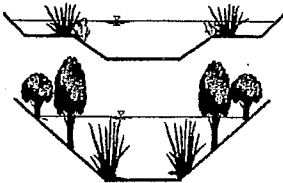
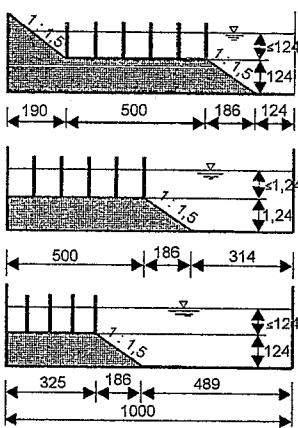
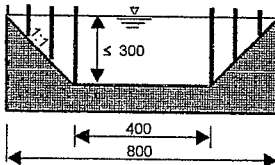
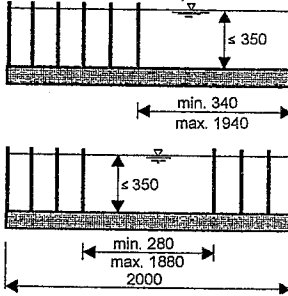
gdzie:

v_{*T} – prędkość dynamiczna w płaszczyźnie rozdziału [m/s],

v_F – prędkość średnia w korycie głównym [m/s].

Weryfikację uznanej za najlepszą z opracowanych metodyk obliczeń przeprowadził na podstawie pomiarów w naturze Rickert (1986), a na podstawie wielkoskalowych badań laboratoryjnych – Schumacher (1995).

TABELA 2. Charakterystyka badań koryt z roślinnością wysoką prowadzonych w Niemczech

Ośrodek	U Hannover	TH Aachen	TU Braunschweig	TH Darmstadt
Temat	Wpływ biologicznej zabudowy koryta na opory przepływu i geometrię przekroju koryta (pomiar w naturze)	Wpływ renaturyzacji na warunki przepływu (pomiar laboratoryjne)	Wpływ biologicznej zabudowy koryta na opory przepływu i geometrię przekroju koryta (pomiar laboratoryjne)	Wpływ rozmieszczenia roślinności w przekroju na warunki przepływu (pomiar laboratoryjne)
Przekrój poprzeczny koryta (wymiar w mm)				
Parametry zmierzane w badaniach		Spadki, rodzaj roślinności, teren zalewowy	Spadki, odpływ, rozmieszczenie roślinności	Spadki, odpływ, rozmieszczenie roślinności
Określane wielkości	Prędkości, głębokości, spadek, zwierciadła wody, charakterystyki roślinności	Prędkości, głębokości, turbulencja, naprężenia turbulentne, naprężenia styczne	Prędkości, głębokości	Prędkości, naprężenia styczne i ich rozkład, głębokości
Temat badań	Opory przepływu z roślinnością w korytach o przekrojach złożonych z zwartych	Zmniejszenie przepustowości zalewu porośniętego drzewami, interakcja koryta głównego i zalewu	Wpływ porośnięcia skarp na opory przepływu, interakcja przepływów w częściach koryta	Opory przepływu, interakcja
Cel badań	Weryfikacja metod obliczeń przepustowości opracowanych na podstawie badań laboratoryjnych	Jedno i dwuwymiarowe modele obliczeń przepływu w korytach o przekrojach złożonych porośniętych roślinnością wysoką	Opracowanie metody obliczeń przepustowości koryt z roślinnością	Opracowanie hydraulicznych i morfologicznych podstaw wymiarowania biologicznych umocnień brzegów

Kierunki dalszych badań

Z analizy obecnego stanu badań koryt porośniętych roślinnością wysoką można sądzić, że przyszłe badania będą dotyczyły zdolności przepustowej, oporów przepływu oraz naprężeń stycznych i turbulentnych, przy różnych schematach rozmieszczania drzew w planie, lecz prowadzonych na modelach koryt meandrujących i przede wszystkim badań prowadzonych w naturze.

Przeprowadzona przez Schumacher (1995) analiza porównawcza różnych wyników obliczeń zestawionych w tabeli 3 metod z wynikami badań modelowych wykazała dużą zgodność wyników obliczeń z pomiarami w przypadku metodyki opracowanej przez Pasche, Rouvé i Arnolda. Obliczenia wykonane pozostałymi metodami potwierdziły ograniczoną przydatność tych metod.

Celem badań warunków przepływu w korytach meandrujących z drzewami będzie powiązanie charakterystyk przepływu strumienia z układem poziomym koryta w taki sposób, by móc fakt ten uwzględnić w obliczeniach przepustowości tych koryt.

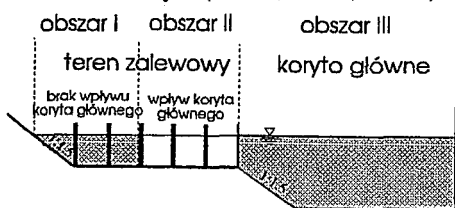
Dotychczas opublikowane prace Elliot i Sellin (1990) oraz Ervine i in. (1992) potwierdzają, że zdolność przepustowa koryt meandrujących wskutek nierównoległości strug bywa bardzo różna i może zmniejszyć się nawet do 50% w stosunku do koryt o zwartym przekroju, lecz prostoliniowych w planie. Niemal wszyscy badacze podkreślają potrzebę prowadzenia badań terenowych, które niestety są bardzo kosztowne. Jednakże bez uzyskania danych z takich pomiarów w naturze

trudno się spodziewać szybkiego zwerifikowania metod obliczeń przepustowości koryt z roślinnością wysoką – drzewami oraz stosowanych dwuwymiarowych modeli przepływu strumienia opartych na równaniach różniczkowych Naviera-Stokesa.

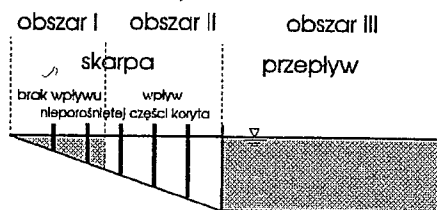
Literatura

- BERTRAM H.U. 1985: *Über den Abfluß in Trapezgerinnen mit extremer Böschungsrauhheit*. Mitt. Leichtweiss. Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig, Heft 86.
- BRETSCHNEIDER H., SCHULZ A. 1985: *Anwendung von Fließformeln bei naturnahen Gewässerausbau*. DVWK – Schriften, Heft 72.
- DĘBSKI K. 1963: *Hydrologia i hydraulika*. Warszawa, PWSZ.
- ELLIOT S.C.A., SELLIN R.H. 1990: *SERC flood channel facility: skewed flow experiments*. Journal of Hydraulic Research, vol. 28, no 2, s. 197–214.
- EVERS P., PASCHE E. 1983: *Untersuchungen zur Problematik der hydraulischen Berechnung natürlicher Fließgewässer*. Wasser und Boden 3 (8), s. 135–138.
- ERVINE D.A., WILLETS B.B., SELLIN R.H., LORENZ M. 1992: *Factors affecting conveyance in meandering compound flows*. Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 119, no 12, s. 1383–1399.
- FELKEL K. 1960: *Gemessene Abflüsse in Gerinnen mit Weidenbewuchs*. Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau. Karlsruhe.
- HORTON R.E. 1933: *Separate roughness coefficients for channel bottom and sides*. Engineering News-Record, Nr 22.
- INDLEKOFER H. 1981: *Überlagerung von Rauigkeitseinflüssen beim Abfluß in offenen Gerinnen*. Mitt. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen, Heft 37.
- KAISER W. 1984: *Fließwiderstandsverhalten in Gerinnen mit durchströmten Ufergehölzzone*. Wasserbau – Mitteilungen, Nr 23 des

TABELA 3. Wyniki badań koryt z roślinnością wysoką prowadzonych w Niemczech

Uwzględnienie interakcji poprzez współczynnik oporów λ_T	Pozorna szorstkość w płaszczyznach rozdziału koryta głównego od porośniętych drzewami terenów zalewowych (Pasche, Rouve, Arnold)
Kształt przekroju	
Zależność dla współczynnika oporów	$\frac{1}{\sqrt{\lambda_T}} = -2,03 \cdot \log \left[0,072 \left(\frac{b_m}{b_F/2} \right)^{1,07} \cdot \Omega \right]$
Uwzględnienie wpływu roślinności na warunki przepływu	$\Omega = \left[0,071 \cdot \frac{a_{NL}}{a_x} \right]^{-3,29} + \left[\frac{a_{NB}}{a_z} \right]^{0,95}$ $a_{NL} = 128,87 \cdot c_{wi} \cdot d_p \cdot \left[1 + \frac{g \cdot a_{NL} \cdot J}{v_F^2/2} \right]^{-2,14}$ $a_{NB} = 0,24 \cdot a_{NL}^{0,59} \cdot (c_{wi} \cdot d_p)^{0,41}$
Uwzględnienie interakcji	$\frac{b_m}{h_v} = \frac{1}{\lambda_v} \cdot (0,068 e^{(0,56c_T)} - 0,056)$ $c_T = v_{*T}/v_F = -3,27 \log \Omega + 2,85$
Oznaczenia przyjęte w tabeli 3: A_{II} – pole przekroju poprzecznego pod wpływem nieporośniętej drzewami części koryta (obszar II) [m²], C_{wi} – współczynnik oporów drzewa [–], R_T – promień hydrauliczny odnoszący się do oporu stawianego przez płaszczyznę rozdziału [m], a_{NL}, a_{NB} – długość i szerokość obszaru zajmowanego przez pojedyncze drzewa [–],	

Pozorna szorstkość w płaszczyznach rozdziału porośniętej drzewami skarpy od koryta głównego (Bertram, Garbrecht)

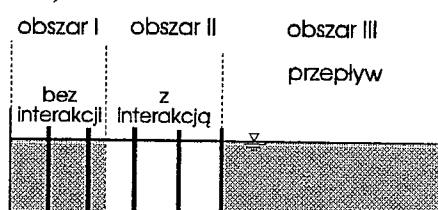


$$\frac{1}{\sqrt{\lambda_T}} = 2,035 \cdot \log \frac{4 \cdot 3,046 \cdot R_T}{k_T}$$

$$k_T = k_{T,V} + k_{T,I}$$

$$k_{T,V} = 1,2 + 1,5 \cdot d_p$$

Pozorna szorstkość w płaszczyznach rozdziału obszaru koryta porośniętego i bez roślinności (Kaiser)



$$\lambda_T = \lambda_{T,o} + \lambda_I$$

$$\lambda_T = f \left(\frac{v_{o,F}^2}{v_{o,v}^2} \right)$$

$$\lambda_{T,o} = 0,06 - 0,10$$

$$v_{o,v}^2 = \frac{2 \cdot g \cdot J \cdot (1 - \varepsilon_v)}{c_{WR} \cdot \omega_v}$$

$$k_{T,I,1} = \sqrt{\frac{V_{I,2}}{V_{I,1}}} \cdot k_{T,I,2}$$

$$k_{T,I,2} = 0,77 \cdot b_m = 0,77 \cdot A_I / h_T$$

$$\lambda_I = \alpha_I \cdot \lambda_{I, \max}; \quad \alpha_I < 1,0$$

$$\lambda_{I, \max} = 0,18 \cdot \log \left[0,0135 \frac{v_{o,F}^2 \cdot l_m}{v_{o,v}^2 \cdot l_{u,T}} \right]$$

$$\alpha_I = 1 - \left[1 - \frac{b_v}{b_{m, \max}} \right]^{3,5}$$

$$b_{m, \max} = 17,5 \cdot \frac{v_{o,v}^2 \cdot \lambda_{I, \max}}{g \cdot J}$$

b_F – szerokość koryta głównego [m],
 b_m – szerokość sfery oddziaływania obszaru zarośniętego na obszar bez roślinności [m],

c_T – bezwymiarowa prędkość w płaszczyźnie rozdziału [–],

h_v – głębokość wody w terenie zalewowym [m],

k_T – zastępcza wysokość występow szorstkości w płaszczyźnie rozdziału [m],

$k_{T,V}$ – zastępcza wysokość występow szorstkości dla drzew [m],

$k_{T,I}$ – zastępcza wysokość występow szorstkości odpowiadająca interakcji [m],
 $l_{u,T}$ – długość ścianki rozdziału [m],
 $v_{0,F}$ – obliczona średnia prędkość przepływu w obszarze wolnym od drzew bez uwzględniania interakcji [m/s],
 $v_{0,V}$ – obliczona średnia prędkość przepływu w obszarze porośniętym drzewami bez uwzględniania interakcji [m/s],
 $v_{v,l}$ – średnia prędkość przepływu w porośniętym drzewami przekroju koryta [m/s],
 $v_{v,2}$ – średnia prędkość w nieporośniętym drzewami przekroju koryta [m/s],
 Ω – bezwymiarowy współczynnik porośnięcia drzewami [–],
 α_I – współczynnik zmniejszający [–],
 λ_I – współczynnik oporów wywołany interakcją [–],
 λ_T – współczynnik oporów w płaszczyźnie rozdziału koryta głównego i terenu zalewowego [–],
 $\lambda_{T,0}$ – współczynnik oporów skraju obszaru porośniętego drzewami [–],
 λ_v – współczynnik oporów terenu zalewowego nieporośniętego drzewami [–].

- Institutes für Wasserbau, Konstruktiver Wasserbau und Wasserwirtschaft, Darmstadt.
- KANEMANN J. 1987: *Neuere Erkenntnisse über das hydraulische Widerstandsverhalten von durchströmter starrer Vegetation*. Wasserwirtschaft – Wassertechnik, 8 s. 187–190.
- KNIGHT D.W., SHIONO K. 1990: *Turbulence measurements in a shear layer region of a compound channel*. Journal of Hydraulic Research, vol. 28, No 2, s. 175–196.
- KOMORA J. 1981: *Vplyv stromových porastov na odvádzanie povodni v inundovaných územiach riek*. Vodohospodarsky Časopis, 29, 5.
- KÖNEMANN N. 1980: *Der wechselseitige Einfluß von Vorland und Flußbett auf das Widerstandsverhalten offener Gerinne mit gegliederten Querschnitten*. Rozprawa doktorska, Darmstadt.
- KUBRAK J., ŻBIKOWSKI A. 1995: *Uwagi o stanie badań warunków przepływu w korytach dwudzielnych*. Gospodarka Wodna, 3, s. 53–56.
- LINDNER K. 1982: *Der Strömungswiderstand von Pflanzenbeständen*. Mitteilungen aus dem Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig.
- PASCHE E. 1984: *Turbulenzmechanismen in naturnahen Fließgewässern und die Möglichkeit ihrer mathematischen Erfassung*. Rozprawa doktorska RWTH Aachen.
- PATT H. 1995: *Der naturnahe Gewässerausbau*. Rozprawa habilitacyjna, Fakultät für Bauingenieur und Vermessungswesen, Universität der Bundeswehr, Monachium.
- PETRYK S., BOSMAJIN G. 1975: *Analysis of flow through vegetation*. Journal of the Hydraulics Division, ASCE, HY7.
- RAJARATNAM N., ACHMADI R.M. 1979: *Interaction between main channel and flood/plain flows*. Journal of the Hydraulics Division, Vol. 105, No HY5, s. 573–589.
- RICKERT K. 1986: *Der Einfluss von Gehölzen auf das Abflussverhalten in Fließgewässern*. Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover.
- ROUVÉ G., DFG DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT 1987: *Hydraulische Probleme beim naturnahen Gewässerausbau Ergebnisse aus Schwerpunktprogramm „Antropogene Einflüsse auf hydrologische Prozesse“*, Band 2.
- SCHUMACHER F. 1995: *Zur Durchfußberechnung gegliederter, naturnah gestalteter Fließgewässer*. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Mitteilung 127, Technische Universität Berlin.

- SELLIN R.J.H. 1964: *A laboratory investigation into the interaction between flow in the channel of a river and that of its flood plain*. La Houille Blanche 7; 793–801.
- SHIONO K., KNIGHT D.W. 1991: *Turbulent open-channel flows with variable depth across the channel*. Journal of Fluid Mechanics, Vol. 222, s. 617–646.
- TOMINAGA A., NEZU I. 1991: *Turbulent structure in compound open channel flow*. Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 117; 21–41.
- VINCENT J. 1984: *Vplyv porastov na rýchlosť vody pri úpravách tokov a bystrín*. Vodní hospodárství, 4.

Summary

Remarks concerning the state of investigations into condition of the flow in channels with compound cross-section overgrown by trees. The impact of trees into flow condition in channel is discussed. The results of laboratory investigations and recommendations for farther investigations have been described.

Authors' address:

A. Koziół, E. Kubrak, K. Kuśmierczuk
Warsaw Agricultural University – SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

✓
Andrzej MUĆKA

Katedra Budownictwa Wodnego SGGW

Zaporowa armatura wodociągowa – kryteria doboru

Wprowadzenie

Urządzenia dławiące przepływ, takie jak: zasuwy, zawory, przepustnice itp. nazywane są w praktyce zaopatrzenia w wodę armaturą wodociągową. Jak wszystkie mechanizmy, tak i te urządzenia ulegają modernizacji wskutek nieustannego postępu technicznego, materiałowego, funkcjonalnego, a także zmianom w technologii wytwarzania i obsługi technicznej. Postęp techniczny w konstrukcji armatury wodociągowej jest obecnie lawinowy, wiąże się on bezpośrednio z wdrażaniem do praktyki przemysłowej wyników badań naukowych, wykonanych w minionych latach dla techniki kosmicznej.

Kryteria doboru

Niezawodność funkcjonowania, optymalizacja kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych, jak i bezpieczeństwo pracy całego układu wodociągowego zależy w decydującym stopniu od prawidłowo dobranej armatury. Armatura wodociągowa musi być szczelna, aby ogra-

niczyć straty wody, a zatem i energii. Ponadto musi charakteryzować się odpowiednimi parametrami wytrzymałościowymi i odpornością na temperaturę.

Typowe niedomagania spowodowane przez nieodpowiedni lub zły dobór armatury mogą być następujące (Industriearmaturen 1990):

- straty podciśnienia na króćcu ssawnym wskutek nieszczelności,
- wysokie straty ciśnienia i energii,
- kawitacja i hałas,
- szkody wywołane przez korozję i erozję,
- przecieki na uszczelnieniach trzpienia zamknięcia,
- uszkodzenia spowodowane niedopuszczalną temperaturą cieczy i ciśnieniem,
- uszkodzenie trzpienia zamknięcia na skutek przewymiarowania napędu,
- niedopuszczalne wartości ciśnienia wywołane uderzeniem hydraulicznym,
- osadzanie się zanieczyszczeń na organie zamykającym,
- duża masa i rozmiary armatury,
- trudności w doborze odpowiedniego napędu z powodu dużych momentów obrotowych.

Ze względu na funkcję spełnianą w systemie wodociągowym, stosowaną tu armaturę możemy podzielić na: zaporową, regulacyjną, zwrotną i specjalną.

Schematy armatury zaporowej w dwóch położeniach „otwarta” i „zamknięta” zostały przedstawione na rysunku 1.

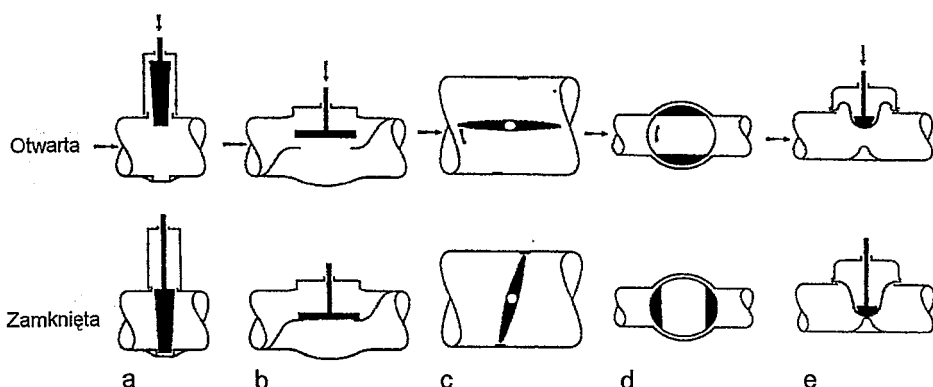
Poniżej omówiono wymagania stawiane armaturze. W tabeli przedstawiono ocenę armatury zaporowej wg wybranych kryteriów.

Szczelność. Podstawowym zadaniem armatury zaporowej jest odcięcie przepływu cieczy w rurociągu, również po długim czasie jej nieużywania. Musi

TABELA. Ocena przydatności różnych typów armatury zaporowej [Industriearmaturen 1990]

Kryterium	Typ armatury				
	zasuwowy	zawory	przeoustnice	zawory kulowe	zawory membranowe
Szczelność	3	3	1	1	1
Możliwość regulacji	3	1	1	2	2
Odporność na korozję	2	2	1	2	1
Strata ciśnienia	1	3	1	1	1
Wielkość	3	3	1	2/3	3
Masa	3	3	1	3	3
Obsługa	2	2	1	2	2
Strata ciepła	3	3	1	2	2
Odporność na zanieczyszczenia	2	3	1	2	1
Montaż	3	3	1	3	3
Łatwość reperacji	3	3	1	2	2
Zakres ciśnień	2	1	2/3	1/2	3
Zakres temperatur	2	1	2	2	3
Niezawodność działania	2	1	1	1	3

1 – bardzo dobra, 2 – odpowiednia, 3 – nieodpowiednia.



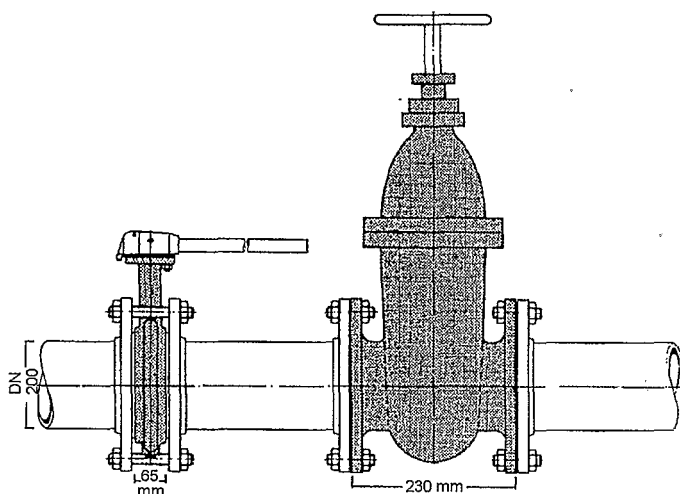
RYSUNEK 1. Schematy armatury zaporowej: a – zasuwowy, b – zawór, c – przepustnica, d – zawór kulowy, e – zawór membranowy

być ona szczelna, odporna na wysoką temperaturę i spełniać wymagania stawiane urządzeniom mającym bezpośredni kontakt ze środkami żywnościowymi. Uzyskanie absolutnej szczelności przy metalowych powierzchniach uszczelniających jest niemożliwe z powodu chropowatości metali. Gdy wymagana jest prawie absolutna szczelność zamknięcia zasuw i zaworów, stosuje się elastyczne uszczelnienia. W takich przypadkach stosuje się zwykle zawory kulowe, przepustnice lub zawory membranowe, które dzięki elastycznym uszczelnieniom gwarantują prawie stuprocentową szczelność zamknięcia. Elastyczne uszczelnienia ograniczają jednak zakres zastosowania do tzw. dopuszczalnych wartości temperatur i ciśnień. Armatura z wysuwaniem do góry lub obracającym się trzpieniem musi dodatkowo posiadać odpowiednie uszczelnienie. Rodzaj uszczelnienia zależy od temperatury przepływającej cieczy i do 200°C mogą być stosowane uszczelnienia z tworzyw sztucznych, a dla cieczy o temperaturach wyższych stosuje się uszczelnienia wykonane z grafitu. Dla zaworów kulowych i przepustnic, przy których trzpień nie jest wysuwany do góry i wykonuje tylko 1/4 obrotu, szczelność jego może być zapewniona przez zastosowanie uszczelki typu O-Ring.

Materiał. Podczas doboru armatury należy szczególną uwagę zwrócić na odporność danego materiału na korozję wywołaną przepływającą cieczą. Korozja z wieloma swoimi odmianami jest największym niebezpieczeństwem dla armatury i rurociągu. W wielu przypadkach znalezienie armatury z odpowiedniego materiału nie jest łatwe, szczególnie wtedy,

gdy w cieczy znajdują się substancje wywołujące korozję. W takich przypadkach zaleca się stosowanie przepustnic. Doskonały kształt jej obudowy nie posiadający żadnych martwych przestrzeni, umożliwiający przepływ strumienia bez zakłóceń i zastosowanie elastycznego uszczelnienia może skutecznie zastąpić bardzo drogie materiały niezbędne w innych rozwiązaniach konstrukcyjnych. Podczas wyboru armatury należy również zwrócić uwagę na dopuszczalny zakres jej stosowania w danym przedziale temperatur cieczy i ciśnień. Z powodu niebezpieczeństwa wywołania korozji napięciowej powstającej na skutek bezpośredniego kontaktu metali o różnych potencjałach, powinno się ograniczyć stosowanie materiałów o niezgodnych potencjałach napięciowych.

Zabudowa. Długość armatury określona jest przez odpowiednie normy. Zdarza się jednak, że ta sama armatura może być produkowana w dwóch różnych długościach ściśle określonych przez normę. Przykładowo niemiecka norma DIN 3202 dopuszcza produkowanie np. zaworów kulowych według długości odpowiednich dla zaworów lub zasuw. Należy jednak zauważyć, że krótsze zawory kulowe są zwykle tańsze. Najbardziej oszczędzające miejsce są zawory zwrotne i kłapy zwrotne stosowane do zabudowy międzykołnierzowej. Przepustnice i zawory kulowe wymagają niewielkich przestrzeni, ponadto koszty ich montażu o zabudowie międzykołnierzowej są niewielkie. Szczególnie ważna jest długość armatury stosowanej jako wyposażenie kontenerowych stacji uzdatniania wody, w których występują du-



RYSUNEK 2. Porównanie wymiarów zasuwki i przepustnicy DN200 (Industriearmaturen 1990)

że ograniczenia co do wielkości poszczególnych elementów. Nie powinno się zapominać również o możliwości zmniejszenia kosztów przez skrócenie długości zabudowy i zmniejszenie liczby kołnierzy, szczególnie wtedy, gdy są one wykonywane z drogich materiałów

Strata ciśnienia i zapotrzebowanie na energię. Jednym z głównych kryteriów doboru armatury powinna być wysokość strat ciśnienia. Wysokość strat ciśnienia, szczególnie w miejscach, gdzie występuje duże nasycenie przewodów wodociągowych różną armaturą, wiąże się bezpośrednio ze stratą energii. Miejskowe straty hydrauliczne charakteryzuje się za pomocą bezwymiarowego współczynnika oporu miejscowego ζ lub współczynnika przepływu k_v , wyrażanego w m^3/h .

Współczynnik oporu miejscowego ζ jest równy ilorazowi straty energii mechanicznej cieczy i jej energii kinetycznej (PN-76/M34034). Jest on wielkością wynikającą ze stopnia zaburzenia usta-

bilizowanego przepływu cieczy w rurociągu.

Współczynnik oporu miejscowego określa się ze wzoru:

$$\zeta = \frac{\Delta h_m \cdot 2g}{v^2} \quad (1)$$

gdzie:

Δh_m – wysokość miejscowych strat hydraulicznych [m],

ζ – bezwymiarowy współczynnik oporu miejscowego [–],

v – średnia prędkość przepływu w przewodzie [m/s],

g – przyspieszenie ziemskie [m/s^2].

Współczynnik przepływu k_v jest liczbowo równy objętościowemu natężeniu przepływu strumienia wyrażonego w (m^3/h) wody o temperaturze 5–40°C płynącej przez armaturę, przy spadku ciśnienia na armaturze równym 0,1 (MPa) dla określonego położenia h urządzenia dławiącego.

Współczynnik k_v oblicza się z następującego wzoru:

$$k_v = 10 \cdot Q \sqrt{\frac{\rho}{\Delta p}}, [\text{m}^3/\text{h}] \quad (2)$$

gdzie:

Q – natężenie przepływu [m^3/h],

ρ – gęstość cieczy [kg/m^3],

Δp – różnica ciśnień na armaturze [Pa].

Szczególnie ważne jest, aby armatura o najmniejszych stratach ciśnienia i przepływie bez zawirowań była stosowana po stronie ssawnej pompy, co w dużym stopniu może przyczynić się do zmniejszenia kłopotów związanych z zassaniem cieczy i kawitacją.

Zmniejszenie zużycia energii wskutek zastosowania armatury o mniejszym współczynniku wysokości strat miejscowych oblicza się z następującego wzoru (Heiler 1994):

$$K = \frac{Q \cdot (\zeta_1 - \zeta_2) \cdot \rho \cdot v^2}{2 \cdot \eta \cdot 1000} \cdot B \quad (3)$$

gdzie:

K – roczna oszczędność energii [kWh/rok],

Q – natężenie przepływu [m^3/s],

ζ_1 – współczynnik oporu miejscowego dla wybranej armatury [–],

ζ_2 – współczynnik oporu miejscowego dla przyjętej armatury [–],

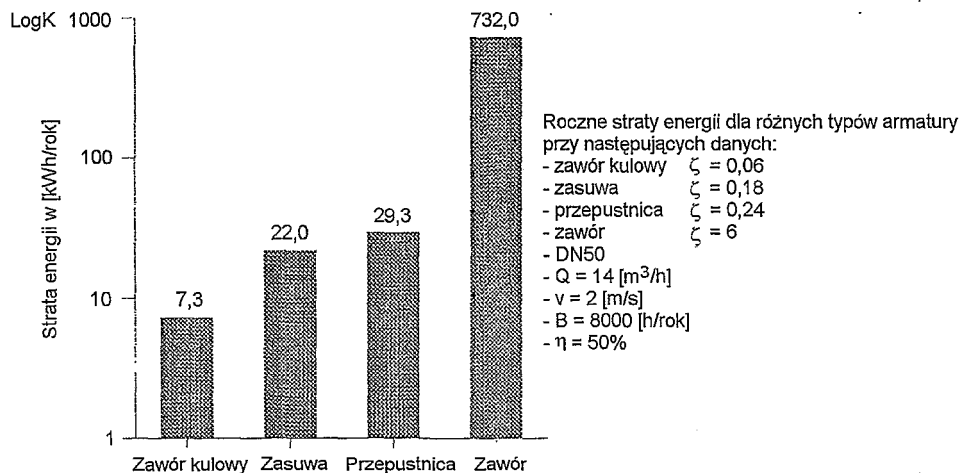
ρ – gęstość cieczy [kg/m^3],

η – współczynnik sprawności agregatu pompowego [–],

v – średnia prędkość przepływu [m/s],

B – liczba godzin pracy agregatu [h/rok].

Na rysunku 3 ukazano, jak ważny jest prawidłowy dobór armatury ze względu na możliwość zmniejszenia zużycia energii. Niewielkimi stratami ciśnienia charakteryzują się zawory kulowe, zas-



RYSUNEK 3. Porównanie strat energii dla różnych typów armatury (Mućka 1994)

wy i przepustnice. Należy zwrócić jednak uwagę na to, że strata ciśnienia dla zaworów kulowych i zasuw ze zredukowaną średnicą jest istotnie większa, np. współczynnik strat miejscowych zwiększy się z $\zeta = 0,058$ dla zaworu kulowego DN100 do $\zeta = 0,44$ dla zaworu kulowego DN100/80 (Industriearmaturen 1990),

Kawitacja i hałas. Urządzenia dławiające przepływ powinny być tak dobrane, aby przy występujących prędkościach przepływu cieczy wysokość ciśnienia statycznego nie była mniejsza od wysokości ciśnienia parowania wody, gdyż w przeciwnym razie występuje niebezpieczeństwo powstania kawitacji i hałasu. Przez pojęcie kawitacji rozumie się tworzenie i łączenie się pęcherzyków powietrza, a następnie ich kondensacja, wskutek czego występuje zjawisko gwałtownego zderzenia się cieczy z powierzchnią materiału stałego. Zjawisko to może zniszczyć każdy materiał. Intensywność występowania kawitacji jest proporcjonalna do trzeciej potęgi spadku ciśnienia na armaturze i do szóstej potęgi prędkości przepływu (Gas Processors Association 1980). W celu zmniejszenia ryzyka powstania kawitacji ciśnienie w armaturze nie powinno być mniejsze od wielkości ciśnienia parowności pary wodnej i w miarę możliwości należy dążyć do ograniczenia miejsc w zmniejszonym przekroju. Należy zwrócić również uwagę na to, że pręężność pary wodnej zależy od temperatury wody i dla cieczy o wyższej temperaturze prawdopodobieństwo wystąpienia kawitacji jest większe.

Gas Processors Association (1980) zaleca dla uniknięcia kawitacji oblicza-

nie dopuszczalnej straty ciśnienia Δp_{dop} z następującego wzoru:

$$\Delta p_{\text{dop}} = z \cdot (p_1 - r_c \cdot p_v) \quad (4)$$

gdzie:

Δp_{dop} – dopuszczalna strata ciśnienia na armaturze [bar],

p_1 – wysokość ciśnienia przed armaturą [bar],

p_v – pręężność pary wodnej [bar],

r_c – krytyczny stosunek ciśnień [–],

z – współczynnik charakteryzujący poziom hałasu zależny od stosunku k_v/k_{vs} ,

k_{vs} – wartość współczynnika przepływu przy pełnym otwarciu organu dławiającego [m^3/s].

Kawitacja jest również przyczyną przekraczania dopuszczalnego poziomu hałasu powstającego przy przepływie cieczy przez armaturę. Zjawisko to występuje po przekroczeniu krytycznej różnicy ciśnień Δp_{kr} , wg Gas Processors Association (1980) można przeliczyć ze wzoru:

$$\Delta p_{\text{kr}} = z \cdot (p_1 - p_2), [\text{bar}] \quad (5)$$

Uderzenie hydrauliczne. Podczas nagłej zmiany prędkości przepływu w długim, wypełnionym cieczą rurociągu, wywołanej szybkim otwarciem lub zamknięciem armatury, wyłączeniem lub wyłączeniem pompy mogą wystąpić gwałtowne zmiany ciśnienia, które prowadzą niekiedy do zniszczenia pompy, armatury lub rurociągu. Fala ciśnienia wywołana zmianą prędkości rozchodzi się w obu kierunkach przewodu, odbijając się od napotkanych na drodze prze-

szkód, takich jak: armatura, zżewienia przewodów, rozgałęzienia itp. Obciążenie wywołane falą uderzeniową może prowadzić do znacznego wzrostu ciśnienia. Maksymalną wielkość ciśnienia powstałą wskutek uderzenia hydraulicznego można obliczyć ze wzoru:

$$H_{\max} = \frac{a}{g} (v_1 - v_2), [\text{m}] \quad (6)$$

gdzie:

a – prędkość rozchodzenia się fali [m/s],

g – przyspieszenie ziemskie [m/s²]

v_1 – początkowa prędkość przepływu [m/s],

v_2 – końcowa prędkość przepływu [m/s].

Zaletą zaworów kulowych i przepustnic polegająca na szybkim ich zamknięciu i otwarciu przez wykonanie tylko 1/4 obrotu sworznia w tym przypadku może okazać się wadą, gdyż może to prowadzić, szczególnie w długich rurociągach, do uderzenia hydraulicznego. W celu zmniejszenia niekorzystnego działania tego zjawiska należy zamiast ręcznego sterowania stosować armaturę z napędem elektrycznym lub pneumatycznym o odpowiednio długim czasie otwierania i zamykania. Przepustnice odznaczają się korzystniejszą charakterystyką przepływu niż zasowy, a nadciśnienie powstające w rurociągu podczas ich zamykania jest istotnie mniejsze dla przepustnic niż dla zasuw (Industrie-armaturen 1990).

Obsługa i napędy. W celu ograniczenia bądź wyeliminowania nieprawidłowego działania armatura musi chara-

kteryzować się dużą łatwością obsługi, również po długim czasie nieużywania. Jej obsługa powinna przebiegać bez konieczności używania nadmiernej siły lub przedłużania ramienia jej działania. Przy nieodpowiednim konserwowaniu zaworów kulowych stosunkowo ciężko obraca się element zamykający. Przedłużenie ramienia działania siły może prowadzić do uszkodzenia zaworu. W zaworach kulowych wykonanych z tworzyw sztucznych występuje duży opór tarcia, dlatego też są one wyposażone w odpowiednio długą dźwignię do obsługi ręcznej, co należy uwzględnić podczas doboru takiej armatury i zapewnić większą przestrzeń do zabudowy. Najbardziej podatne na obsługę są zawory kulowe i przepustnice. Stosuje się je z obsługą ręczną (koło, dźwignia, łańcuch) jak i z napędami elektrycznymi, pneumatycznymi i hydraulicznymi. Napędy zdalnie sterowane i automatyczne stosowane są przede wszystkim w połączeniach z przepustnicami i zaworami kulowymi. Przy doborze napędu należy uwzględnić moment statyczny i dynamiczny, jak również ciśnienie zamknięcia i powstającą różnicę ciśnień. Na wielkość momentu obrotowego przepustnic ma bardzo duży wpływ ciśnienie zamknięcia. Podczas wymiarowania napędu elektrycznego lub pneumatycznego należy uwzględnić wysokość momentu obrotowego, niezbędnego do prawidłowej pracy i dopuszczalny moment obrotowy, jaki może przenieść wał (uwzględnić także wytrzymałość materiału na skręcanie).

Odporność na zanieczyszczenia. Dla zanieczyszczonych cieczy stosuje się armaturę o „możliwie gładkim” przepły-

wie i bez redukcji średnicy, a więc odpowiednio są zawory kulowe przepustnice i zasuwy. Zasuwy i przepustnice powinny być instalowane w pozycji poziomej. Posiadają one tę zaletę, że odkładający się osad może być usunięty przez obracającą się przepustnicę. Wszędzie tam, gdzie występuje prawdopodobieństwo osadzania się zanieczyszczeń, powinna być stosowana armatura, którą można w przypadku zapychania się łatwo przeczyścić. Bardzo często ważne jest, szczególnie dla armatury stosowanej w wodociągach, aby nie posiadała martwych przestrzeni, w których następowałaby stagnacja wody. W takich przypadkach zaleca się stosowanie przepustnic, zawory kulowe charakteryzują się również dobrymi parametrami. Zawory kulowe zaleca się ponadto tam, gdzie istnieje duże niebezpieczeństwo osadzania się zanieczyszczeń na elemencie odcinającym przepływ, który wymaga okresowego czyszczenia.

Montaż i reperacja. Połączenie armatury z rurociągiem osiąga się za pomocą spawania, przykręcania, klamer lub kołnierzy. Ważne jest, aby odpowiednie instrukcje montażowe zalecane przez producenta były konsekwentnie przestrzegane. Pod względem bezpieczeństwa najpewniejsze jest połączenie spawane. Ze względu na koszty bardzo korzystne są trzyczęściowe zawory kulowe o połączeniach spawanych, gdyż w tym przypadku nie występują kołnierze. Przez spawanie można jednak zniszczyć uszczelnienie armatury, szczególnie gdy jest ono wykonane z tworzyw sztucznych. Połączenia kołnierzowe są równoważne z połączeniami klamrowymi, ale

przewyższają je kosztami. Armatura nie powinna być mocowana do rurociągu z przesadnie dużą siłą, ponieważ może to spowodować zniekształcenie kołnierzy lub uszczelnienia, a w następstwie utratę szczelności lub uszkodzenie zaworu. Ze względu na późniejszą konserwację powinno się koniecznie sprawdzić, czy istnieje możliwość wymiany poszczególnych części armatury, takich jak:

- uszczelnienia w przepustnicy,
- kuli i uszczelnienia w zaworach kulowych,
- stożka i gniazda lub uszczelnienia w zaworach odcinających,
- klina i uszczelnienia w zasuwach,
- uszczelnienia sworznia.

Każda armatura powinna być demontowana, natomiast przed zastosowaniem danego typu armatury należy zasięgnąć informacji o możliwościach naprawy.

Podsumowanie

W artykule przedstawiono kryteria, jakie powinno się brać pod uwagę przy doborze armatury do różnych zadań. W zasadzie armatura spełniająca wszystkie wyżej wymienione kryteria nie istnieje. Należy się starać, aby dobrana armatura była odpowiednia do danych warunków. Zdecydowaną większość wymagań stawianych armaturze zaporowej spełniają przepustnice i zawory kulowe, charakteryzujące się dobrymi uszczelnieniami, niewielkimi wysokościami strat ciśnienia, łatwą obsługą i szerokim zakresem doboru właściwego materiału.

Literatura

- DVGW W 332: *Hinweise und Richtlinien für Absperr- und Regelarmaturen in der Wasserversorgung*.
- HEILER R. 1994: *Armaturen in der Wasserversorgung und in der Abwasserentsorgung*. Vereinigte Armaturengesellschaft, Mannheim.
- Industriearmaturen 1990: *Bauelemente der Rohrleitungstechnik*. Vulkan-Verlag, Essen.
- MUĆKA A. 1994: *Przegląd konstrukcyjnych rozwiązań i zastosowań zagranicznej i krajowej armatury wodociągowej*. Wyd. Mel. i Inż. Środ. SGGW (praca magisterska).
- WEISBROD R. 1973: *Armaturentechnik*. Vereinigte Armaturengesellschaft, Mannheim.
- PN-76/M34034: *Zasady obliczeń strat ciśnienia*.
- Gas Processors Association 1980: *GPSA Engineering Data Book*. Tulsa/Oklahoma.

Summary

The article deals with the most important aspects that should be considered in the selection of valves for various services. There is no such thing as a basically „best valve”, now that the field of application for valves is widely ramified and attempts should be made to use the optimum valve in each particular case. However, butterfly and ball valves should be best suited to the majority of all shutoff services because of better sealing, lower pressure drop, simpler operation and large choice of materials.

Author's address:

Andrzej Mućka

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

Regionalizm w drewnianej zabudowie mieszkaniowej Supraśla*

Pierwotnie Supraśl znajdował się na terenie Wielkiego Księstwa Litewskiego. Obecnie zaś leży na terenie Środkowego Podlasia, 15 km na wschód od Białegostoku. Historia osady zwanej Supraślą jest ściśle związana z powstaniem klasztoru Bazylianów, którzy przybyli tu w 1498 r. Na początku Supraśl był pańszczyźnianą osadą rolniczą. Nowy etap rozwoju miasta rozpoczął się po 1831 roku, kiedy to z Królestwa Polskiego zaczęli napływać fabrykanci niemieccy. Z małej przyklastornej osady Supraśl przekształcił się w prężny ośrodek włókienniczy. Granice miasta wytyczała rzeka o tej samej nazwie i skraj puszczy. Zabudowa ulic była głównie drewniana: na 232 domy tylko 31 było murowanych. Przełom XIX i XX wieku to następny etap rozwoju przetrzennego miasta. Powstały kościoły: katolicki i ewangelicki, zespół pałacowo-parkowy rodziny Buchholtzów.

Na początku XX wieku w latach kryzysu przemysł włókienniczy zaczął podupadać. Wszystkie zakłady zbankruto-

wały. Całkowitego zniszczenia dokonała II wojna światowa. Obecnie Supraśl jest miastem satelitarnym Białegostoku, a jego położenie na skraju Puszczy Knyszyńskiej oraz liczne obiekty zabytkowe sprzyjają również turystyce.

Powyższy wstęp przedstawiający w skróconej formie historię miasta ma na celu zobrazowanie, że zabudowa i jej charakter są specyficzne dla tej miejscowości. Również region w którym znajduje się Supraśl jest mieszkanką kultury polskiej, litewskiej i białoruskiej. Znajdują się tu również wyznawcy islamu i judaizmu.

W historycznej zabudowie drewnianej Supraśla można wyodrębnić elementy, które są charakterystyczne dla niej i mogą być formą kontynuacji w tworzeniu charakteru współczesnej zabudowy miasta.

Do elementów tych można zaliczyć:

- materiał budowlany,
- zachowanie sposobu zabudowy działki przyulicznej,

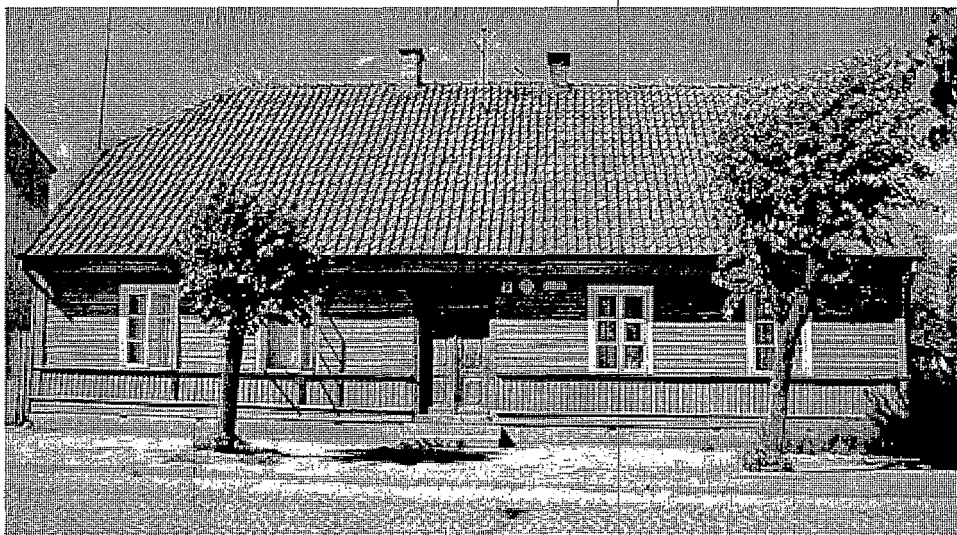
*Artykuł napisany na podstawie pracy magisterskiej pt. *Regionalizm w architekturze Białostockizny na przykładzie miejscowości Supraśl* wykonanej w Katedrze Budownictwa Wiejskiego Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW, pod kierunkiem prof. dr. hab. Hanki Zaniewskiej.

- utrzymanie skali wysokościowej nowych realizacji,
- zachowanie proporcji ściany i budynku,
- zachowanie kolorystyki budynku,
- opracowanie detalu budynku,
- wzbogacanie siedliska małą architekturą tzn. ogrodzeniem i ogródkiem przydomowym
- zachowanie spadku dachu,
- stosowanie okiennic,
- stosowanie ganku lub werandy.

Domy tkaczy pochodzące z początku XIX wieku stanowią główną zabudowę starej części miasta (fot. 1). Mają konkurencję zrębową, dachy naczółkowe kryte dachówką ceramiczną esówką, o kącie nachylenia połaci około 42°, dwutraktowe, z sienią na przestrzał. Pierwotnie ściany były bielone wapnem. Proporcje były wyrażone stosunkiem wysokości dachu, mieszczą się w przedziale 1:1 – 1:1,5. Okna sześcioszybowe, dwuskrzydłowe

lub trójszybowe, dwuskrzydłowe (górne poziome nadświetlne-uchylne), dość często osłaniane okiennicami. Spotyka się również domy tkaczy o ścianach szalowanych deskami, od podmurówki do wysokości okien, pionowymi, a powyżej poziomymi. Malowane są olejną farbą, w celu zabezpieczenia przed wpływami atmosferycznymi, na kolor orzechowy. W przeszłości domy te pełniły funkcję mieszkalną i jednocześnie były warsztatami tkackimi. Obecnie pomieszczenia będące w przeszłości warsztatami pracy zostały zaadaptowane na cele mieszkalne.

Odmienny typ budynku mieszkalnego stanowi Dom Ogrodnika. Budynek ten pochodzi z XVIII wieku. Pierwotnie mieszkał w nim ogrodnik klasztorny. Następnie mieściła się tam karczma, a później urząd pocztowy. Obecnie pełni funkcję domu mieszkalnego. Budynek wykonany jest na wysokiej podmurów-



FOT. 1

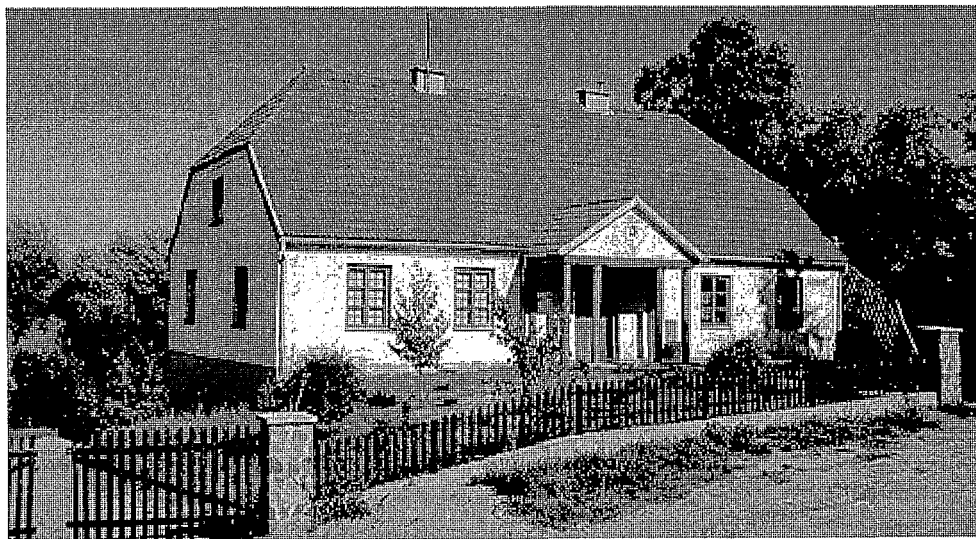
ce, w konstrukcji zrębowej, na rzucie prostokąta, dwutraktowy, jednokondygnacyjny. Dach czterospadowy, łamany polski, kryty gontem. Ściany szalowane są deskami pionowymi od podmurówki do okien, a powyżej deskami poziomymi. Okna podobnie jak w domach tkaczy dwuskrzydłowe, sześcioczybowe z okiennicami. Weranda znajdująca się przy wejściu dobudowana została w późniejszym okresie.

Przykładem typowej zabudowy dworskiej jest Dworek Zacherta (fot. 2). Jest to budynek murowany, pochodzący z XIX wieku, z dachem naczółkowym krytym dachówką, z gankiem przed wejściem (tak typowym dla krajobrazu Podlasia). Okna dwuskrzydłowe, sześcioczybowe. Budynek ten został zniszczony w czasie II wojny światowej. Odbudowany z zachowaną elewacją, lecz ze zmienionym układem pomieszczeń dostosowanym do wymagań użytkownika. Obe-

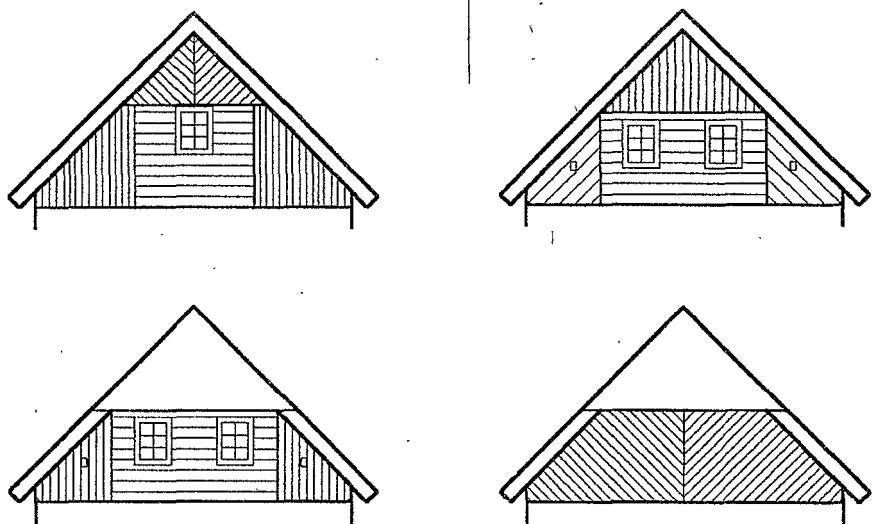
nie mieści się tu Zarząd Parku Krajobrazowego Puszczy Knyszyńskiej.

Zdobnictwo występujące w zabudowie drewnianej Supraśla jest niezwykle powściągliwe. Elementami zdobniczymi są: szczyty dachów, węgły, drzwi wejściowe, oprawa okien, okiennice.

Stosuje się też przystawianie ganków i werand. Typy szczytów występujących w zabudowie Supraśla przedstawia rysunek 1. Szczyty dachów naczółkowych dzielono na dwa trójkąty i prostokąt. Prostokąt taflowano poziomo, a trójkąty pionowo lub skośnie. Szczyt dachu szczytowego dzielono w około 2/3 wysokości na dwie części, górną trójkątą i dolną trapezową. Trójkąt taflowano w „jodełkę” pojedynczą lub pionowo. W części trapezowej wydzielano środkowy prostokąt taflowany poziomo. W tym miejscu pojawiają się okna. Trójkąty boczne taflowano skośnie lub pionowo. Spotyka się również szczyty taflowane tylko w „jo-



FOT. 2



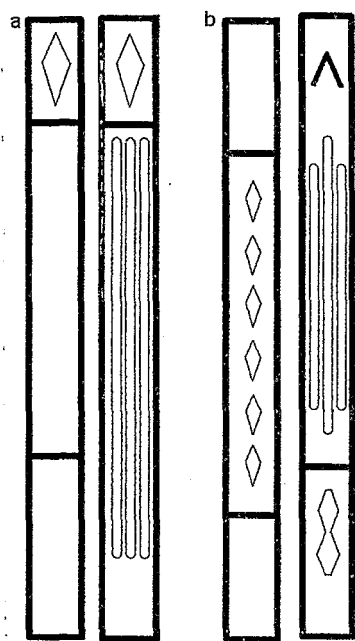
RYSUNEK 1. Przykłady taflowania szczytów domów w Supraślu: a – dachy szczytowe, b – dachy naczołkowe

dełkę”. Wiatrownice szczytów wycinane są w zdobniczą koronkę.

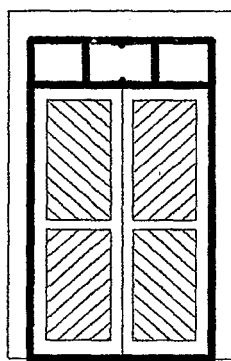
Węgły domów są nie osłonięte lub zasłonięte deską imitującą słup (rys. 2). Na deskę nakładany jest ornament w postaci rombów z listewek (tzw. kożuchowanie).

Drzwi wejściowe, dwuskrzydłowe, szalowane są deszczułkami ułożonymi we wzory geometryczne, lub dzielone na cztery lub sześć płycin (rys. 3). Nad drzwiami znajdują się okienka doświetlające sień z podziałem na trzy lub cztery części.

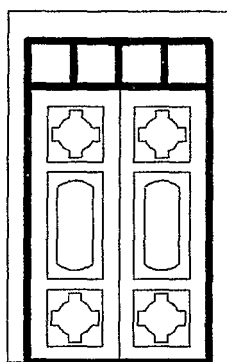
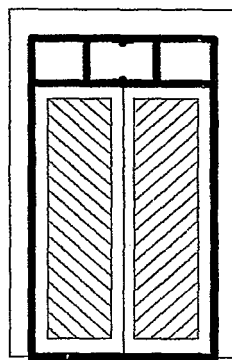
Okna dwuskrzydłowe, trój- lub sześciocioszybowe (rys. 4). Opaski wokół okienne wykonane są z listew koloru białego. Sporadycznie występują nad- i podokienniki. Okna osłaniane są lub nie okiennicami. Okiennice są bardzo skromne w zdobnictwie. Spotyka się je wykonane z desek ułożonych pionowo



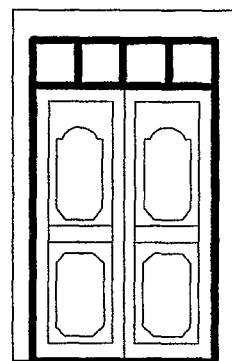
RYSUNEK 2. Przykłady zdobień narożnika domów w Supraślu: a – zabytkowych, b – współczesnych



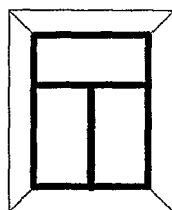
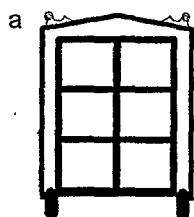
a



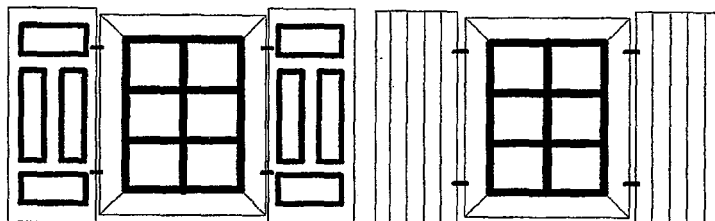
b



RYSUNEK 3. Typowe drzwi wejściowe domów tkaczy: a – taflowane, b – płycinowe



b



RYSUNEK 4. Typy okien supraskich: a – bez okiennic, b – z okiennicami

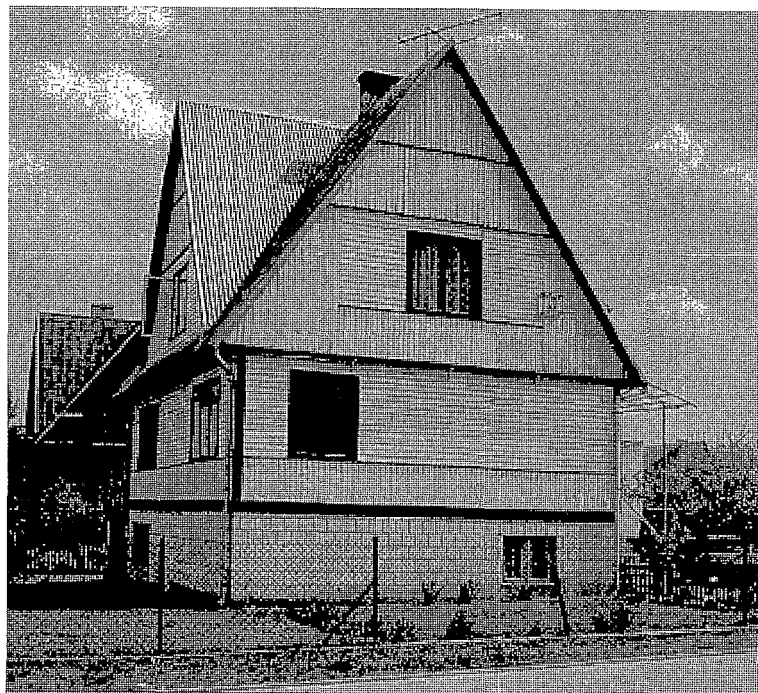
i zbitych z tyłu deską poprzeczną lub składają się z ramy, w którą wpasowane są na wcisk cztery płyciny (dwie poprzeczne mniejsze i dwie podłużne większe). Okiennice malowane są na kolor ciemny brąz lub nie malowane. Ganki mają dachy szczytowe, taflowane pionowo, wsparte na słupach drewnianych. Werandy, które są oszklone, mają dachy szczytowe, o niewielkim kącie nachylenia połaci dachowych. Wiatrownice werand zdobione są wycinaną w drewnie koronką. W dużej liczbie budynków daje się zauważyć wymiana pokrycia dachowego z dachówki na eternit falisty.

Domy wznoszone po II wojnie światowej stanowią pewną kontynuację form tradycyjnych. Są to budynki drewniane, konstrukcji zrębowej, o ścianach szalowanych deskami od podmurówki do wysokości okien pionowymi, powyżej poziomymi (podobnie jak domy tkaczy). Malowane olejną farbą na kolor biały (nawiązanie do bielienia ścian wapnem), orzechowy lub ciemny brąz. Zachowane zostały proporcje bryły. Pokrycia dachów wykonane są z dachówek lub eternitu. Narożnik osłaniany jest deską, na której umieszczone są elementy w formie trójkątów, rombów lub typu linearnego z prostych listewek. Okna w większości trójszybowe, powtarzające dawne podziały. Występujące okiennice są kopią form tradycyjnych. W dalszym ciągu szczyty są taflowane. Zamiast ganku pojawia się weranda, której dostawienie powiększa przestrzeń użytkową domu. Poddasze wykorzystywane jest na cele mieszkalne. Budynki murowane, tynkowane, zachowują proporcje bryły. Usytuowane są kalenicowo, dachy pokryte

dachówką lub eternitem. Zdobnictwo praktycznie nie występuje. Pojawia się murowana weranda.

Domy z lat 90. utraciły tradycyjnie proporcje bryły (fot. 3). Są to obiekty dwukondygnacyjne, z użytkowym poddaszem. Budynki wyniesione są nad powierzchnię terenu przez wysokie podpiwniczenie. Pokrycie dachowe wykonane jest z blachy lub eternitu. Bardzo rzadko spotyka się dachówkę. Duży kąt nachylenia połaci dachowej jest przeniesieniem z innych obszarów regionalnych. Zupełnie nie nawiązuje do charakteru i formy występującej na tym obszarze. Brakuje garneków lub werand. Wejścia do budynków wykonywane są od strony podwórza i osłaniane pokryciem z tworzywa sztucznego na konstrukcji wykonanej z rur stalowych. Stare podziały okien uległy zatarciu. Nie ma w nich tradycyjnych okiennic. Zauważa się jednak nawiązanie do dawnego taflowania szczytów budynków.

Supraśl rozwija się obecnie jako miasto satelita Białegostoku, z możliwością stania się w przyszłości miejscowością uzdrowiskową. Wzorcami w koncepcji architektoniczno-przestrzennej przy kształtowaniu współczesnej architektury domów jednorodzinnych powinny być elementy architektoniczne zabudowy historycznej. Mogą one być wykładnią do stworzenia nowych form harmonizujących z już istniejącymi. Należy podkreślić, że dominującym materiałem budowlanym w zabudowie jednorodzinnej Supraśla jest drewno, co powinno znaleźć swe odbicie w przyszłych reali-
zacjach, np. w szalowaniu elewacji bu-



FOT. 3

dynków i zdobnictwie. Należy jednak zauważyć, że na charakter architektury Supraśla miały wpływ zjawiska przenikania się wielu kultur (zwłaszcza wschodnich). Układ przestrzenny i architektura Supraśla jest przykładem wschodnioeuropejskiej małomiasteczkowej urbanistyki klasycystycznej, której układ przestrzenny należy zachować i kontynuować bez naruszenia harmonii z otaczającym krajobrazem.

Summary

Regionalism in wooden dwellings in Supraśl. The paper deals with traditional regional wooden dwellings in the village of Supraśl and architectural elements typical for the Podlasie region (north-eastern part of Poland). Several examples of the traditional architectural elements applied to modern buildings are given.

Author's address:

A. Prorok

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Janos BOGARDI

Wageningen Agricultural University

Acceptance speech on the occassion of the conferment of the academic degree of „Doctor Honoris Causa” by the Faculty of Land Reclamation and Environmental Engineering of the Warsaw Agricultural University (SGGW) Warsaw on 20th June 1996

Rector Magnificus. Prof. Jan Górecki, Prorectores, Spectabilities, Honorable Members of the Academic Senate, Highly Esteemed Promotor, Colleagues of the Faculty of Land Reclamation and Environmental Engineering, Respected Guests, Ladies and Gentlemen.

First of all I want to congratulate the Faculty of Land Reclamation and Environmental Engineering on its 50th anniversary. This Faculty has not only made significant contributions to science, but has proven its ability and academic vigour to reconsider its mandate and scope, to face new tasks in teaching and research. As Poland proceeds *milowym krokiem do Europy*, these efforts will certainly pay off. Therefore, for the next fifty years and beyond I wish

VIVAT! CRESCAT! FLOREAT!

I also wish to express my thanks for the academic leaders, faculty and staff

members of the Warsaw Agricultural University. It is a great honour of international significance to receive the academic distinction „Doctor honoris causa” from the highly reputed Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego (SGGW). I am carried away with immense intellectual joy. It is of course a personal sensation, however I do not rejoice only for myself. It is rather the feeling of a deep rooted satisfaction over our successful joint efforts and achievements, the sensation of togetherness for the sake of common objectives, the manifestation of intellectual unity and the grateful acknowledgement of your appreciation of my contributions.

It is my honour and privilege as newly promoted Doctor honoris causa of this university to share with you some of my thoughts on academic co-operation in international context.

Since the historic year 1989 our co-operation became very intensive. I wish to emphasize that without the generous financial assistance of the European Union through its PHARE-TEMPUS programme the then already existing bilateral links between Warsaw and Wageningen Agricultural Universities could not have been developed to a strong regional co-operation with truly European characteristics. It is also to be pointed out, that the nice decision of the Polish Government to give high priority to university education within the PHARE programme was instrumental to secure this European funding and to succeed. Generous European assistance is by no means an undeserved gift. It is rather an acknowledgement and partial fulfilment of an obligation towards a country which was always ready to help when Europe needed it. We all know the heroic paintings depicting the deeds of King Jan Sobieski and his army at Vienna, or can witness this by visiting graveyards of Polish solidiers of World War II in Arnhem, close to Wageningen or elsewhere.

The significance of these victories can hardly be matched by co-operation programmes, visiting scholars and exchange students.

But Poland's contribution to Europe and to mankind as a whole goes much beyond shedding Polish blood to protect achievements of others.

Scientific geniuses like Nicolas Koppernik or Maria Skłodowska and many more, artists like Adam Mickiewicz, Fryderyk Chopin, Andrzej Wajda and others, and a score of eloquent freedom fighters like Tadeusz Kościuszko, Józef Bem and

Józef Piłsudski contributed to our knowledge, culture and human dignity.

They articulate Poland as a significant voice in the choir of nations and yet, their accent is universal.

Ladies and Gentlemen!

It is difficult to give the quintessence of a nation. The title of a cover story on Poland, which I saw several years ago in a German newsmagazine might be the best brief description of Poland and the Polish people.

I cite: „Oft geschlagen, immer auferstanden, mein Gott!, was für ein Volk!“ (Often defeated, always resurrected, My God! What a Nation!).

Therefore I perceive it as a particular to receive academic distinctions from Poland! The conferment of the honorary title „Doctor honoris causa” today has been preceded by the awards of honorary medals by the Agricultural Universities of Wrocław and Kraków.

Those ceremonies gave me the chance to observe Polish academic traditions. In both occasions senior colleagues have been promoted to honorary doctors for life-long achievements in science, education and interuniversity co-operation. „Doctor honoris causa” seemed to me as a symbol of acknowledgement, crowning and simultaneously sealing a career in service of science.

Today, being by my humble expectation at 2/3 of my career I was awarded the diploma of your university ablesiting that I am „Doctor honoris causa”.

I feel that my contribution and the work of my collaborators are very much acknowledged, but there is no real in

right! I would rather interpret this honour as „Doctor cooperationis causa”, the expression of a life long linkage to your university as a doctor of the Faculty of Land Reclamation and Environmental Engineering. I wish to express this feeling by wearing the barett of my university and the gown of The SGGW.

Ladies and Gentlemen!

Science thrives on three „C”: co-operation, curiosity and competition. Unfortunately there are also three „C”s which threaten it the most: conflict, confrontation and control. It is the privilege of our generation to grasp the chance given by history to nurture co-operation. While we still remember the era when conflicts, confrontation and control prevailed, we might and we should appreciate our chance than future generation. It is our historic obligation to pass on them a revived, irrevocable culture of co-operation.

I mentioned co-operation, curiosity and competition as the basic ingredients of science. Curiosity and competition – very much inherent in human nature – might be the driving forces of science and discoveries, but co-operation is the pre-requisite! It is the solid basis to be laid for co-ordinated efforts, a forum to exchange ideas, the foundation of international, interdisciplinary scientific communities and university partnerships. Co-operation makes competition to remain productive. It is also a permanent source to satiate scientific curiosity.

Thus initiatives, programmes and stimuli for co-operation would automatically enhance science; both education

and research. But the impact of scientific co-operation reaches much beyond academia. Universities are often described as the ferment of society. Thus it is justified expectation that successful university co-operation will create a true multiplication effect. As a consequence international co-operation will spread into politics, administration, resource protection and development and many more spheres of socio-economic and cultural activities. In order to facilitate this proliferation university co-operation should involve the most mobile component of the academic population, those who are expected to carry spirit of co-operation into society, the students. Therefore it was not astonishing that the sponsorship schemes of the European Union towards university co-operation – the ERASMUS and TEMPUS programmes – were conceived as educational, rather than research programmes. This concept was pursued so vigorously by the respective programme administration that applications and reports should have better avoided the word „research” in order not to disturb the „spirit” of the programme. It went so far that one was tempted to believe that the unity of education and research, the very essence of our universities was questioned.

Fortunately we learned very quickly to distinguish between semantics and substance. The key to resolve this virtual conflict is the co-operation in PhD or Doctoral programmes as they are reality endorsed as educational activities.

If we subscribe the importance of co-operation, then it might be worth to

highlight, the process, to summarise our experience.

Let me allow a brief review of achievements and future challenges of inter-university co-operation in international context.

While the first years of the intensified Eastern and Western European co-operation can be characterised by the high interest in student and staff mobilities: visits to see each other's country, the recent trend clearly shows consolidation. Joint intensive courses: teaching and studying together became a standard feature in many joint European projects enabling universities to offer education elements together, which non of them could afford otherwise. These joint courses have proven to have a high potential to address new issues and/or to satisfy coursework requirements of postgraduate and PhD programme. Simultaneously the joint development of curricula, teaching material and lecture notes etc. gained in importance. The first, and the present second phase of the TEMPUS programme has a strong institutional component. Financial support can be provided to create new academic entities and study programmes, to develop outreach activities next to infrastructure development (equipment acquisition, libraries etc.) in the so called „eligible“ Eastern and Central European universities.

As the momentum of the European integration dictates, it is expected that these TEMPUS programmes, specially designed to target the needs of the „eligible“ universities, will gradually be phased out to be replaced by participation of the Eastern and Central European univer-

sities in the emerging thematic networks and other co-operation schemes of the SOCRATES programme of the European Union.

The expected new administrative framework and constraints of the interuniversity co-operation prompt us to identify the future core areas of co-operation to concentrate on. Sustainable co-operation will certainly contain student exchange component and staff visits, however the main thrust of co-operation will have to be the PhD programmes, where the participating universities can best capitalise on each other particular expertise. Joint supervision of candidates, joint courses and particularly programme – wide seminars with PhD research work presentations will gradually expose the competition characteristics of science. Nowhere else can the unity of research and education be demonstrated better. With their wellconceived PhD-Programmes universities may secure the biggest role for themselves to shape the future of the continent.

Are we well equipped to meet this Challenge?

Scientists are by definition never satisfied and more would certainly be better both in East and West, but we have to acknowledge that TEMPUS Phases I and II if did not eliminate, but at least cushioned the impact of socio-economic changes on eligible universities. Some of them were very successful in capitalising on the chances of interuniversity co-operation and one of the success stories is that of the Warsaw Agricultural University. Vivid participation in the mobility

programmes precipitated in the development of new curricular elements, interdisciplinary programmes, PhD concepts, the initiation of the creation of a national centre for GIS applications in land use, soil and water resources management.

Several short courses have been organized, addressing important issues of environmental concern.

Within a few years your university imaged as the respected co-operation of two major European joint projects SWARP (Soil-and Water Resources Protection) and PANSED (Polish Agricultural Universities Network for Sustainable Environmental Development) involving – among others – all agricultural universities of Poland in the European co-operation. The national leadership role of SGGW lead to well deserved European recognition.

Ladies and Gentlemen!

Co-operation is the product of joint efforts and I am sure that the whole Warsaw Agricultural University should be commended for the impressive achievements I just described. Yet the picture would not be complete without mentioning Prof. Pierzgalski, Brandyk, Byczkowski and Ignar by name whole energy and dedication propelled this thrust.

Much of my account concentration on European co-operation between the eligible and European Union universities. It is my conviction however that neither European, nor East-West co-operation can succeed without a strong regional Eastern-Central European component. In Phase II of TEMPUS we miss badly this regional dimension, which was

proven to be much appreciated in Phase I, when within the framework of TEMPUS JEP EWA – Ring Czech, Slovakian, Hungarian and Polish universities could cooperate with each other and jointly with EU partners. If not earlier, the new SOCRATES frame will certainly reopen these co-operation avenues.

Interuniversity co-operation in international context while building on our European experience should not remain geographically limited. Academic programmes concentrating on water – and land resource management have universal validity as many societies face increasing environmental challenges. How to cope with and to prepare students to master these challenges during a major economic transition is an unparalleled experience of global importance.

I wish to assist Polish universities to disseminate then unique experience at global scale through the International Hydrological Programme of UNESCO, to let others benefit from our scientific achievements.

Ladies and Gentlemen!

May I repeat that I feel very much honoured on this auspicious occasion, celebrating the 50th anniversary of the Faculty of Land Reclamation and Environmental Engineering. I am also deeply honoured by the presence of illustrious guests, respected colleges, friends and cooperation partners outrunning this ceremony.

I would like to thank you all. May I however mention one of you by name. Pani Ewa Danuta Wietsma-Łacka my long term aide and collaborator in Wage-

ningen, whose unique blend of European dedication and Polish patriotism efficiency and energy provided a thrusted basis and continuity for our co-operation.

Rector Magnificus, Prorector, Spectabilities, Esteemed Promotor, Honorable Senate, Faculty of Land Reclamation and Environmental Engineering, Respected Colleagues!

You have conferred on me the degree of Doctor honoris/cooperationis causa. I am very proud of being the recipient of this recognition. It is an acknowledgement and obligation. Acknowledgement for what we jointly achieved and on obligation to continue for Warsaw and Wageningen, Poland and The Netherlands, Europe and the World for science, development and ultimately peace!

Dziękuję bardzo!

Streszczenie

Wystąpienie prof. dr. hab. Janosa Bogardiego w czasie wręczenia mu tytułu doktora honoris causa SGGW w dniu 20.06.1996. Zwracając się do JM Rektora, Prof. Jana Góreckiego, Senatu i zaproszonych gości, prof. Bogardi pogratulował Wy-

działowi Melioracji i Inżynierii Środowiska z okazji 50 rocznicy powstania Wydziału i podziękował za zaszczytne wyróżnienie. Następnie przedstawił dotychczasową współpracę pomiędzy SGGW i Uniwersytetem Rolniczym w Wageningen w ramach europejskiego programu TEMPUS-PHARE, podkreślając rolę i znaczenie takiej współpracy w rozwoju systemów edukacji w krajach partnerskich. Omówił on przemiany, jakie w niej zachodzą, od transferu metod i materiałów dydaktycznych z krajów Unii Europejskiej do Polski, przez wspólne seminaria i prace doktorskie, do wspierania przemian strukturalnych w polskich uczelniach.

Aktywny udział SGGW w projektach programu TEMPUS stwarza podstawy do pełnego uczestnictwa w przyszłej międzynarodowej wymianie studentów i pracowników w ramach unijnego programu ERASMUS/SOCRATES, do którego Polska przystąpi w najbliższych latach. Udział w międzynarodowej współpracy jest i będzie ważnym czynnikiem rozwoju Uczelni i sprawi, że łatwiej Jej będzie sprostać zadaniom i wyzwaniom, jakie Ją czekają w przyszłości. Na zakończenie prof. Bogardi ponownie podziękował za wyróżnienie Go tytułem doktora honoris causa SGGW i wyraził przekonanie, że współpraca między SGGW i Uniwersytetem Rolniczym w Wageningen będzie kontynuowana.

Adres autora

J. Bogardi

Wageningen, Agricultural University

✓
Andrzej CIEPIEŁOWSKI

Katedra Budownictwa Wodnego SGGW

Cele i zadania Wydziałowej Komisji Nauki

W roku akademickim 1996/97 rozpoczęła w nowym składzie działalność Komisja Nauki przy Wydziale Melioracji i Inżynierii Środowiska. Komisja stanowić ma zespół doradczy i opiniujący Radę Wydziału w zakresie organizacji badań naukowych, ustalania tematyki, rozdziału środków finansowych, oceny kadry naukowej i promocji osiągnięć Wydziału.

Działalność swoją prowadzić będzie przez prezydium składające się z przewodniczącego, sekretarza i przewodniczących zespołów oraz członków poszczególnych zespołów. Prezydium Komisji ustalać będzie kierunki i harmonogram działań oraz egzekwować pracę poszczególnych zespołów. Zespoły, kierowane przez samodzielnych pracowników naukowych, posiadających duże doświadczenie w pracy naukowej i organizacyjnej realizować będą zadania podane w planie pracy, a wnioski przekazywać Radzie Wydziału i Dziekanowi w porozumieniu z Prezydium Komisji Nauki.

Komisja Nauki jako nadrzędne zadanie widzi **wcielanie zasad etycznego postępowania**. Zgodnie z „Dobrymi obyczajami w nauce” 1994, w rozdziale

dotyczącym zasad ogólnych stwierdza się, że:

- pracownika nauki obowiązują zasady etyki ogólnoludzkiej, a ponadto zasady dobrych obyczajów w nauce,
- pracownika nauki obowiązuje postawa krytyczna,
- pracownik nauki potępia stosowanie w nauce kryteriów pozanaukowych.

Z wymienionych tu zasad zwrócić należy uwagę na drugą. Otwarta krytyka może prowadzić do ograniczenia ustalania w gronie osób zaufanych „jedynie słusznych” zasad działania i narzucania ich innym. Dlatego Komisja Nauki przywiązuje dużą wagę do dyskusji w komisjach i na seminariach, których efektem powinno być wprowadzenie rozwiązań racjonalnych, często kompromisowych. Kultywować będziemy tradycyjne dla pracowników Wydziału cechy – szacunek dla osób zasłużonych, którzy przyczynili się do obecnej, wysokiej pozycji Wydziału. Wobec zastrzeżeń w stosunku do osób podejmujących pracę w innych instytucjach naukowych, spółkach, organizacjach międzynarodowych itp. O ile zaistnieje potrzeba, przeprowadzimy dyskusję dotyczącą tego problemu. Dużej odpowiedzialności wymagają konta-

kty w sprawach Wydziału z Samorządem Studenckim, w tym z przedstawicielami studentów w Radzie Wydziału.

Następnym zadaniem **Komisji Nauki jest inspirowanie nowych kierunków badań**. Ważne jest, aby tendencje badawcze, jakie przewijają się w świecie, były przenoszone na grunt naszego Wydziału. Programy naukowe i edukacyjne typu TEMPUS, finansowane ze środków zagranicznych, powinny przynosić korzyści naszemu Wydziałowi i dyscyplinie naukowej. Stypendyści powinni w większym stopniu przekazywać wiedzę swoim młodszym i starszym kolegom, i tym samym przyczyniać się do rozwoju nowych kierunków badawczych. Również osoby pracujące w innych jednostkach naukowych i gospodarczych powinny dzielić się swoim doświadczeniem zawodowym i naukowym.

Komisja sprzyjać będzie tworzeniu zespołów naukowo-badawczych. Nie jest możliwy racjonalny rozwój naukowy pracowników zdanych na własne siły. Władze dziekańskie powinny w większym stopniu wpływać na kierowników katedr, aby sprzyjali tworzeniu zespołów naukowo-badawczych i dbali o właściwą atmosferę pracy podległych im jednostek. Do dobrych obyczajów powinno należeć dbanie o zaspokajanie potrzeb materialnych podległych im pracownikom, zwłaszcza gdy znajdują się oni w trudnych warunkach. W pierwszej kolejności udziałowcami w pracach badawczych, zleconych przez inne instytucje, powinni być pracownicy danego zakładu lub katedry. Potrzebna jest pomoc tym pracownikom Wydziału, którzy nie

umieli odnaleźć się w nowych warunkach.

Troską **Komisji będzie również dbanie o równomierny rozwój wszystkich kierunków naukowych na Wydziale**. Wypracowana przez poprzednie pokolenia meliorantów równowaga pomiędzy kierunkami budowlanymi a przyrodniczymi powinna być utrzymywana. Tym różnimy się od wydziałów na politechnice, i to jest naszą siłą. W pierwszej kolejności musimy zmobilizować się do zdobywania tytułów i stopni naukowych oraz działać na korzyść utrzymania zdolności do doktoryzowania i habilitowania w obu kierunkach.

Nasza dyscyplina naukowa, którą ponownie obecnie definiujemy, a która korzenie ma w melioracjach rolnych, wymaga **obrony**. Przekonanie, że jesteśmy winni za wszystkie zło, które wyrządziły działania techniczne w środowisku rolniczym, często bierze się z niezrozumienia problemu. Melioranci są tak samo winni powstałym zmianom w środowisku naturalnym, jak i inni technicy. Nie wszyscy dostrzegają korzystne zmiany w mentalności nowego pokolenia meliorantów oraz nie znają efektów ich obecnych działań. Wyrażone przez wiceministra J. Soskę stwierdzenie na posiedzeniu Sejmowej Komisji Ochrony Środowiska w dniu 13 lutego 1996 roku na temat wpływu melioracji na stan środowiska naturalnego, że melioranci nie są reformowalni, jest krzywdzące. Również stwierdzenie prof. S. Kozłowskiego w Tygodniku Powszechnym z dnia 17 XI 1996, że resort rolnictwa dalej foruje idee melioracji odwadniających, a odwadnianie Polski jest zaprzeczeniem naszej

działalności proekologicznej, którą od pewnego czasu rozwijamy.

Winę za taki obraz naszej dyscypliny ponosimy my – pracownicy wydziałów melioracji, nie reagujący na zarzuty. Od wszystkich kolegów, a zwłaszcza tych, którzy udzielają się naukowo za granicą i wyrobili sobie własne spojrzenie na obecną działalność naukową naszego wydziału oczekuje się odpowiedzi na stawiane nam zarzuty. **Promocja osiągnięć naukowych pracowników Wydziału będzie troską Komisji Nauki.** Z działań o zasięgu lokalnym widzimy potrzebę urządzenia w pomieszczeniu Rady Wydziału stałej ekspozycji ciekawszych opracowań.

Komisja Nauki pomagać będzie władzom Wydziału przy sprawiedliwym rozdziale środków finansowych na badania. Występują tu dwa problemy: wypracowanie kryteriów rozdziału środków oraz przestrzeganie ustalonych zasad. Niewątpliwie pomocne powinny być związki zawodowe, które spełniałyby tym samym swoje obowiązki wynikające ze statutu.

Ostatnim z omówionych tu zadań priorytetowych Komisji Nauki jest dbanie o racjonalne i oszczędne wykorzystanie i zabezpieczenie przed kradzieżami sprzętu badawczego i środków pomocniczych typu telefony, kopiarki itp.

Jest wiele instytutów naukowych nie tylko w Polsce, ale również w bogatych krajach zachodnich, gdzie kontroluje się korzystanie z tych środków.

Kilkumiesięczna praca Komisji Nauki zaowocowała spotkaniem plenarnym oraz posiedzeniami zespołów, w ramach których:

- Zespół ds. Rozwoju Dyscyplin Naukowych przygotował propozycję zdefiniowania dziedziny i podziału naszej dyscypliny naukowej na specjalności.

- Zespół ds. Badań Naukowych opracował kryteria rozdziału środków finansowych na działalność statutową i badania własne.

- Zespół ds. Wydawnictw i Publikacji Naukowych przygotowuje edytorsko Przegląd Naukowy Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska w formie dostosowanej do wymiany z zagranicą.

Myślmy, że w następnym okresie naszej działalności będziemy mogli pochwalić się zrealizowaniem większości zadań zawartych w planie pracy.

Plan pracy Wydziałowej Komisji Nauki

Przewodniczący Komisji Nauki – dr hab. inż. Andrzej Ciepeliowski prof. SGGW

Sekretarz – dr inż. Władysław Matysiewicz

- **Zespół ds. Rozwoju Dyscyplin Naukowych**

przewodniczący dr hab. inż. Edward Pierzgalski, prof. SGGW

- opiniowanie i występowanie z wnioskami w sprawach:

- * specjalności i specjalizacji naukowych;
- * polityki naukowej Wydziału;
- * organizacji jednostek na Wydziale, tj. katedr, zakładów i pracowni;

- działanie na rzecz przywrócenia Wydziałowi możliwości doktorowania i habilitowania w kierunku technicznym;

• **Zespół ds. Rozwoju i Oceny Kadry Naukowej**

przewodniczący dr hab. Romuald Ma-dany, prof. SGGW

- okresowe oceny pracowników naukowych Wydziału;
- czuwanie nad proporcjonalnym rozwojem dwóch podstawowych kierunków badań: technicznym i przyrodniczym, m.in. wskazywanie braków kadrowych na poszczególnych kierunkach;
- opiniowanie awansów zawodowych i na stopnie i tytuły naukowe;
- opracowywanie planów rozwoju kadry naukowej Wydziału na najbliższe 5 lat z uwzględnieniem zagrożeń;

• **Zespół ds. Badań Naukowych**

przewodniczący: dr hab. inż. Andrzej Wanke, prof. SGGW

- ocena działalności naukowej katedr i samodzielnych zakładów na potrzeby sprawiedliwego rozdziału środków finansowych;
- ocena zgłaszanych projektów grantów wewnętrznych i projektów już zakończonych;
- opracowywanie opinii dotyczących organizacji badań naukowych na Wydziale;
- inspiracje tematyki badawczej integrującej naukowo zespoły twórcze Wydziału;

- ocena prowadzonej na Wydziale tematyki badawczej na tle potrzeb gospodarki kraju i perspektyw rozwoju;

• **Zespół ds. Wydawnictw i Publikacji Naukowych**

przewodniczący: dr hab. Bonifacy Łykowski, prof. SGGW

- redagowanie Przeglądu Naukowego Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska;
- współpraca z zespołami redagującymi publikacje ogólnouczelniane i branżowe,
- wymiana publikacji z zagranicznymi ośrodkami naukowymi,

• **Zespół ds. promocji osiągnięć Wydziału**

przewodniczący: dr inż. Jerzy Jeznach

- publikowanie w formie syntetycznych informacji dotyczących osiągnięć badawczych Wydziału;
- współpraca z centrum wdrożeniowym SGGW (przygotowywanie ofert usługowych, informacji o posiadanej aparaturze itp.);
- promocja osiągnięć Wydziału w prasie, radiu i telewizji;
- opracowanie folderów i materiałów o Wydziale;
- zainteresowanie wynikami badań przedsiębiorstw i podmiotów gospodarczych;
- zorganizowanie stałej wystawy propagującej osiągnięcia Wydziału.

Komisja ds. Nauki

Przewodniczący: dr hab. inż. Andrzej Ciepeliowski, prof. SGGW

Sekretarz: dr inż. Władysław Matysiewicz (koordynacja seminariów Wydziału)

- **Zespół ds. Dyscyplin Naukowych**
dr hab. Edward Pierzgański, prof. SGGW

prof. dr hab. Maciej Skwarczyński
prof. dr hab. Czesław Grabarczyk
dr hab. inż. Kazimierz Banasik
dr inż. Piotr Król

- **Zespół ds. Rozwoju i Oceny Kadry Naukowej**
dr hab. Romuald Madany, prof. SGGW

prof. dr hab. Franciszek Maciak
prof. dr hab. inż. Wojciech Wolski
prof. dr hab. inż. Janusz Sokołowski
dr hab. inż. S. Ludwik Dąbkowski, prof. SGGW
dr hab. inż. Piotr Hewelke

- **Zespół ds. Badań Naukowych**
dr hab. inż. Andrzej Wanke
prof. dr hab. Henryk Pawłat
prof. dr hab. Andrzej Byczkowski
dr inż. Zygmunt Krzywosz
dr inż. Kazimierz Garbulewski
dr inż. Jacek Hałkowski

- **Zespół ds. Wydawnictw i Publikacji Naukowych**
dr hab. Bonifacy Łykowski, prof. SGGW

dr hab. Andrzej Ciepeliowski, prof. SGGW
dr inż. Mieczysław Połonski
mgr Mirosława Bocheńska

- **Zespół ds. Promocji Osiągnięć Wydziału**

dr Jerzy Jeznach
dr inż. Jacek Jakacki
st. technik Zygmunt Pietraszek

- **Zespół ds. Planów i Sprawozdań**
Katedra Budownictwa Wodnego –
dr Z. Popek

Katedra Budownictwa Wiejskiego –
dr M. Pisarski
Katedra Geodezji i Fotogrametrii –
dr A. Kegler

Katedra Geotechniki – *dr hab. Z. Lechowicz, prof. SGGW*
Katedra Mechaniki i Konstrukcji Budowlanych – *dr J. Jakacki*

Katedra Przyrodniczych Podstaw Inżynierii Środowiska – *dr K. Piekut*

Katedra Kształtowania Środowiska i Melioracji – *dr hab. J. Jeznach*

Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego – *dr Z. Matyjasik*

Katedra Technologii i Organizacji Prac Wodnych i Melioracyjnych –
dr E. Pisarska

Zakład Wodociągów i Kanalizacji Wiejskich – *dr T. Siwiec*

Katedra Zastosowań Matematyki –
dr W. Hyb