
Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Zeszyt 7

Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Zeszyt 7

Warszawa 1995

Spis treści

PRACE ORYGINALNE

K. PIEKUT, H. PAWŁAT, M. NAZARUK: Wpływ zróżnicowanych warunków glebowo-wodnych oraz nawożenia na rozwój wybranych gatunków traw w trzech latach po zasiewie w badaniach lizymetrycznych	3
R. OLESZCZUK, J. SZATYŁOWICZ, T. BRANDYK: Ocena właściwości hydraulicznych gleby torfowo-murszowej o średnim stopniu zmurszenia	11
Z. POPEK: Obliczanie zdolności przepustowej koryt wód wielkich	21
J. KUBRAK, S. BAJKOWSKI, Z. POPEK, A. ŻBIKOWSKI: Przepustowość koryt o przekrojach złożonych, porośniętych drzewami	33
W. ROGIŃSKI, E. JASIŃSKA: Badania procesów biologicznych przerabiania bioodpadów w systemie wielokrotnionego kompostowania	41
B. ŁYKOWSKI: O kształtowaniu się warunków meteorologicznych w warstwie przygruntowej powietrza	49
E. WIENCLAW, H. ŻŁOTOSZEWSKA-NIEDZIAŁEK, A. CIEPIEŁOWSKI: Warunki występowania i eksploatacji wód podziemnych w rejonie zlewni badawczej rzeki Zagożdżonki	55
R. ZIELONY, H. PAWŁAT: Zmiany w środowisku przyrodniczym Leśnego Obszaru "Stara Miłosna" ..	61

PRACE METODYCZNE

A. CIEPIEŁOWSKI, B. KUĆMIEROWSKA: Badania wpływu pożarów lasu na zmiany obiegu wody	75
H. KAZIEKO, L. KAZIEKO: O rozwiązaniu nieliniowych zagadnień konsolidacji gruntów	87
W. ROGIŃSKI: Ocena importowanych technologii do oczyszczania ścieków inwentarskich na fermach przemysłowego tuczu trzody chlewnej	93
A. ZBUCKI: Ocena dokładności wysokości punktów leżących na profilach wykonanych na podstawie danych numerycznych	103
P. ORŁOWSKI, J. HAŁKOWSKI, W. BUCZEK: Fotointerpretacyjna metoda oceny stanu technicznego obwałowań	107
J. WYSOCKI: Możliwości zastosowania zdjęć lotniczych do rejestracji zmian w strefie podmiejskiej dla potrzeb SIP (GIS)	111

KOMUNIKATY NAUKOWE

H. J. VERKAAR, A. H. PRINS, J. M. J. FARJON: Ecological possibilities for nature restoration in The Netherlands	115
P. HEWELKE, T. BRANDYK: Wybrane zagadnienia zrównoważonego rozwoju środowiska	123

J. ŻELAZO: Kilka uwag o określaniu szorstkości koryt rzecznych	129
P. OGLEŃCKI, J. KOTOWSKA, H. PAWŁAT: Walory fitocenotyczne środkowego odcinka doliny Jezioraki w obrębie Chojnowskiego Parku Krajobrazowego	137
K. PACHUTA: Możliwości oczyszczania ścieków za pomocą hydrofitów	147
J. HAŁKOWSKI: Kompleksowe wykorzystanie materiałów fotogrametrycznych w przedsięwzięciach wodnomelioracyjnych	159
M. PISARSKI: Badania zabudowy gospodarstw rolnych w wybranych gminach województwa ciechanowskiego	165

ZESPÓŁ REDAKCYJNY

Andrzej Ciepeliowski, Bonifacy Łukowski (przewodniczący), Henryk Pawłat

RECENZENCI

Elżbieta Biernacka, Andrzej Byczkowski, Gerard Buraczewski, Szczepan L. Dąbkowski,
Barbara Gworek, Małgorzata Korycka, Wiesław Kosiński, Bogumił Leszczyński, Romuald Madany,
Zygmunt Matyjasik, Anatol Niczyporuk, Kinga Pachuta, Alojzy Szymański, Jan Szyszko,
Wiesław Wieczorkiewicz, Armand Żbikowski

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 – Elżbieta Dyszkiewicz

Redakcja techniczna i skład – Ewa Janda

Korekta – Jadwiga Rydzewska

ISBN 83-00-02924-9



Wydawnictwo SGGW

Nakład 100 + 30 egz. Ark. wyd. 15,5. Ark. druk. 10,5

Oddano do druku w listopadzie 1995 r. Wyd. 1387

Wydrukowano w Zakładzie Małej Poligrafii Wydawnictwa SGGW. Zam. 157/95

Kazimierz PIEKUT, Henryk PAWŁAT, Mikołaj NAZARUK

Katedra Przyrodniczych Podstaw Melioracji SGGW

Wpływ zróżnicowanych warunków glebowo-wodnych oraz nawożenia na rozwój wybranych gatunków traw w trzech latach po zasiewie w badaniach lizymetrycznych

Wstęp

Dobór właściwych mieszanek traw do obsiewu odnawianych lub nowo zakładanych trwałych użytków zielonych jest istotnym elementem warunkującym ich plonowanie i trwałość. Odnawianie zdegradowanych użytków zielonych (zaorywanie i przesiewanie) jest przerwaniem występujących tam procesów rozwoju ekosystemu. Po zniszczeniu darni i doprowadzeniu do gleby powietrza rozpoczyna się proces mineralizacji substancji organicznej i uwalnianie się składników pokarmowych. Stosowane komponenty powinny być tak dobrane, aby zapewniały szybki rozwój runi w początkowym okresie po zasiewie, wykorzystanie zwiększonej w tym okresie dostępności składników pokarmowych i nie dopuściły do zachwaszczenia. Jednocześnie szybko rozwijające się krótkotrwałe gatunki powinny być stosowane w takich ilościach, aby nie ograniczały rozwoju gatunków wolniej rozwijających się, właściwych dla kształtujących się warunków troficznych siedliska.

Celem badań było prześledzenie kształtowania się udziału w runi wysianych w mieszance gatunków traw w zależności od warunków glebowo-wodnych oraz nawożenia w okresie trzech lat po zasiewie.

Teren i metoda badań

Badania przeprowadzono na stacji lizymetrycznej SGGW w Ursynowie w latach 1991–1994. Doświadczenie składało się z 81 lizymetrów o $\varnothing$ 45 cm, wyposażonych w instalację utrzymującą stałe poziomy wody gruntowej na głębokości 45 cm, 60 cm i 90 cm. W roku 1991 lizymetry zostały wypełnione glebą lekką, glebą średniozwięzłą i zwięzłą o składzie granulometrycznym przedstawionym w tabeli 1.

Lizymetry obsiano latem 1991 r. następującą mieszanką traw: *Festuca pratensis* 20%, *Phleum pratense* 20%, *Dactylis glomerata* 5%, *Arrhenatherum elatius* 10%, *Lolium perenne* 10%, *Poa pratensis* 20% i *Festuca rubra* 15%.

Doświadczenie obejmowało następujące czynniki:

- 3 rodzaje gleby:
A₁ – gleba lekka, A₂ – gleba średniozwięzła i A₃ – gleba ciężka,
- 3 poziomy wody gruntowej:
B₁ – 45 cm, B₂ – 60 cm i B₃ – 90 cm,
- 3 poziomy nawożenia:
C₁ – bez nawożenia, C₂ – 350 kg/ha NPK (N₁₆₀P₄₀K₁₅₀) i C₃ – 700 kg/ha NPK (N₃₂₀P₈₀K₃₀₀).

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

TABELA 1. Skład granulometryczny gleb użytych w lizymetrach

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

W latach 1992–1994 opady atmosferyczne w okresie wegetacji (IV–IX) wahały się od 228,6 do 353,7 mm, przy średniej z wielolecia 333,0 mm (tab. 2). W roku 1992 suma opadów w tym okresie wynosiła zaledwie 228,6 mm. Jednocześnie ich rozkład układał się niekorzystnie dla wzrostu traw (w miesiącach V–VIII zaledwie 106 mm). Również rok 1993 był suchszy niż średnia z wielolecia, lecz ich rozkład układał się bardziej korzystnie dla wzrostu traw. Suma opadów w roku 1994 była nieco większa od średniej, jednak przy znacznych niedoborach w czerwcu i lipcu. Ponadto we wszystkich latach wystąpiły wysokie temperatury, co wiązało się z dużym zapotrzebowaniem wody na ewapotranspirację.

W doświadczeniu prowadzono trzykośne użytkowanie runi. Skład botaniczny płonu określono metodą botaniczno-wagową z runi pierwszego pokosu.

Wyniki badań

Udział wysianych gatunków traw w plonie I pokosu w latach 1992–1994 w zależności od warunków glebowo-wodnych i nawożenia przedstawiono w tabelach 3 i 4.

Kostrzewa łąkowa w pierwszym roku badań rozwinęła się szybko i we wszystkich wariantach glebowych, nawożenia i uwilgotnienia stanowiła główny komponent zbiorowiska (średnio 26,4%). Badane czynniki nie wpływały wyraźniej na jej zróżnicowanie. W drugim roku po zasiewie udział jej w plonie był znacznie niższy i w znacznym stopniu warunkowany przede wszystkim rodzajem gleby, następnie uwilgotnieniem. Poziom nawożenia w niewielkim stopniu wpłynął na jej występowanie w plonie. W trzecim roku po zasiewie udział kostrzewy łąkowej w plonie wynosił średnio jedynie 4,5%. Nieco lepiej utrzymy-

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

Lata	Miesiąc						Suma	
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	IV–IX	I–XII
1960–92	33,4	55,4	67,4	67,7	64,7	44,4	333,0	516,4
1992	36,1	17,8	35,6	27,8	24,8	86,5	228,6	435,5
1993	17,3	41,8	37,7	73,8	28,8	38,1	237,5	434,6
1994	78,8	93,2	12,3	40,0	62,2	67,2	353,7	609,1

TABELA 3. Procentowy udział kostrzewy łąkowej, tymotki łąkowej, kupkówki pospolitej i kostrzewy czerwonej w plonie I pokosu w latach 1992–1994

Rodzaj gleby	Poziom wody	Poziom nawożenia	Kostrzewa łąkowa			Tymotka łąkowa			Kupkówka pospolita			Kostrzewa czerwona		
			1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994
A1	B1	C1	26,2	12,1	1,3	15,2	23,3	13,2	3,9	4,5	4,9	11,3	31,0	48,8
		C2	18,8	7,9	3,1	15,1	40,0	43,4	3,9	9,6	18,6	12,6	15,4	11,9
		C3	20,4	13,3	5,7	14,7	36,2	34,1	6,3	18,1	29,3	8,9	12,4	6,0
	B2	C1	29,5	0,2	0,2	13,6	19,4	9,0	3,9	4,1	0,7	13,6	41,7	72,8
		C2	27,2	0,8	0,4	14,5	19,7	1,2	5,3	4,4	2,3	12,0	29,0	33,0
		C3	30,7	0,2	0,5	12,9	14,2	0,5	3,7	6,1	2,3	11,0	23,2	22,7
	B3	C1	23,0	0,0	0,4	16,3	21,1	6,4	3,2	0,7	1,4	14,8	58,0	59,6
		C2	27,7	0,3	0,1	16,4	25,3	0,6	3,3	6,4	3,1	11,6	27,5	18,8
		C3	31,8	0,1	0,8	16,9	35,3	0,3	5,1	10,8	0,0	13,0	20,9	10,2
A2	B1	C1	25,5	30,2	15,8	12,7	3,6	19,6	6,4	2,4	2,7	10,6	28,7	47,5
		C2	27,6	29,4	17,6	17,7	1,2	20,3	5,6	7,9	7,7	7,8	23,3	38,1
		C3	28,3	26,1	12,6	16,2	0,1	9,0	2,6	15,2	42,2	7,5	21,6	17,6
	B2	C1	26,9	26,1	2,9	17,2	11,6	12,4	3,0	3,8	7,2	7,0	29,2	46,4
		C2	27,6	16,9	3,6	14,7	20,3	20,5	4,6	8,5	26,2	8,0	27,7	27,6
		C3	32,1	21,7	11,7	12,6	18,5	15,7	3,9	18,5	26,8	7,8	16,2	16,9
	B3	C1	14,7	9,3	2,4	12,0	29,6	10,7	4,1	5,6	4,7	9,3	40,9	54,7
		C2	26,1	16,8	5,9	12,6	30,3	17,9	4,4	20,2	18,9	7,1	16,6	22,8
		C3	23,9	10,8	3,5	12,8	28,7	20,6	5,3	18,6	38,3	8,1	13,8	18,0
A3	B1	C1	31,0	14,2	5,7	15,7	6,9	25,4	4,1	6,6	3,8	6,8	14,9	37,2
		C2	29,7	9,0	3,4	18,7	1,4	20,5	2,8	19,5	16,7	8,4	9,7	16,5
		C3	33,1	9,3	3,6	17,9	0,9	29,3	4,9	21,1	21,1	7,1	7,5	12,1
	B2	C1	28,5	10,2	8,2	13,4	17,0	28,8	3,3	10,8	6,7	6,7	12,3	15,7
		C2	29,3	8,3	1,6	17,4	24,7	25,0	3,5	15,2	13,6	8,3	8,4	9,3
		C3	24,2	15,6	1,8	12,3	28,0	22,0	4,7	13,7	20,5	6,2	6,4	6,0
	B3	C1	21,4	12,8	4,2	14,1	29,8	27,0	2,4	6,5	5,3	6,1	14,4	21,8
		C2	25,0	10,5	2,3	8,4	32,8	31,3	2,4	16,9	15,8	5,0	8,3	14,0
		C3	21,7	8,7	3,9	15,8	39,6	32,4	8,0	18,4	12,6	6,6	4,1	6,4

wała się ona na glebie średniozwięzłej, szczególnie przy wyższym poziomie wody gruntowej. Nawożenie nie wpływało w istotnym stopniu na jej udział w plonie.

Tymotka łąkowa po zasiewie rozwinęła się dość dobrze i stanowiła w pierwszym

roku średnio 14,7% plonu. Poziom wody gruntowej, rodzaj gleby i nawożenie nie różnicowały wyraźnie jej występowania. W drugim roku po zasiewie nastąpił wzrost jej udziału w plonie, który średnio wynosił 20,7%. Nastąpiło zróżnicowanie występo-

TABELA 4. Procentowy udział rajgrasu wyniosłego, życicy trwałej, wiechlina łąkowej oraz ziół i chwastów w plonie I pokosu w latach 1992–1994

Rodzaj gleby	Poziom wody	Poziom nawożenia	Rajgras wyniosły			Życica trwała			Wiechlina łąkowa			Zioła i chwasty		
			1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994
A1	B1	C1	3,9	3,5	10,2	33,0	12,9	0,5	0,6	0,4	1,6	0,6	11,0	19,0
		C2	3,9	4,7	15,2	41,5	18,7	1,4	0,8	2,2	3,9	1,0	0,7	2,6
		C3	4,2	5,3	21,5	26,1	12,9	0,5	0,8	1,4	1,7	15,1	0,3	0,8
	B2	C1	7,5	2,7	3,8	27,2	41,0	1,4	0,9	6,2	8,7	1,3	0,5	3,2
		C2	6,0	0,0	0,3	31,5	37,5	7,5	1,0	18,7	41,2	1,5	8,2	14,3
		C3	9,0	0,1	0,9	27,3	43,0	13,2	1,2	21,6	53,9	2,9	0,5	4,1
	B3	C1	3,2	0,0	2,0	32,9	11,3	0,9	0,8	19,5	21,3	0,5	2,3	5,9
		C2	4,8	0,0	3,5	26,4	34,5	4,1	0,4	27,3	58,6	2,0	1,6	10,1
		C3	4,4	0,3	1,7	21,9	14,1	0,0	0,5	42,3	75,0	2,4	8,8	11,9
A2	B1	C1	8,1	2,4	2,9	31,1	12,0	0,8	1,4	0,7	2,6	2,1	2,5	4,3
		C2	7,1	5,1	9,7	31,3	10,5	0,9	0,9	2,8	3,5	0,6	0,2	0,8
		C3	12,6	10,6	12,1	28,8	10,3	0,8	1,4	1,0	3,0	0,5	0,1	2,1
	B2	C1	4,1	9,4	14,0	31,4	11,9	1,0	0,9	0,9	0,8	7,5	6,0	10,0
		C2	5,1	4,8	13,9	35,8	15,8	2,3	0,7	2,6	2,8	1,6	1,7	2,9
		C3	7,7	12,1	22,9	33,7	10,2	1,1	0,5	1,2	2,1	0,9	0,9	1,2
	B3	C1	8,5	1,9	7,1	47,5	12,1	2,0	0,7	0,9	1,0	0,4	11,2	16,3
		C2	5,3	10,1	24,4	33,7	8,2	0,8	0,5	1,7	3,3	7,9	1,1	5,6
		C3	9,5	7,8	14,7	36,3	17,6	1,6	0,5	1,2	2,2	3,2	0,3	0,9
A3	B1	C1	9,7	5,8	10,9	29,1	19,7	1,9	1,5	2,5	4,9	1,4	15,1	9,4
		C2	7,0	11,7	24,2	30,7	13,4	3,0	1,6	3,7	10,6	0,9	7,7	5,1
		C3	7,5	11,3	19,1	25,5	12,0	2,3	1,4	3,3	10,6	1,0	0,2	1,8
	B2	C1	10,4	17,4	27,1	34,4	15,6	4,9	1,2	3,7	6,4	1,0	0,2	1,7
		C2	19,2	22,2	43,4	19,7	11,9	0,6	1,0	2,9	4,8	0,1	0,8	1,2
		C3	12,9	19,8	44,1	33,4	12,5	1,1	0,8	3,4	4,2	1,1	0,0	0,2
	B3	C1	17,4	15,1	28,9	34,9	15,4	1,2	1,0	4,2	6,1	1,7	1,6	5,4
		C2	16,1	14,0	23,8	38,4	9,2	0,9	0,6	7,5	11,3	3,7	0,7	0,5
		C3	14,7	22,1	35,3	26,0	3,1	2,3	1,4	3,8	6,6	5,1	0,1	0,4

wania tymofki pod wpływem badanych czynników. Na glebie lekkiej i poziomach wody 60 i 90 cm stanowiła jedynie 1,6 i 3,1% plonu, zaś na tej samej glebie przy poziomie wody gruntowej 45 cm – 33,2% plonu. Najlepiej rozwijała się na glebie

zwięzłej, gdzie stanowiła średnio 30,3% plonu. Na glebie średniozwięzłej i zwięzłej jej ilość w plonie wzrastała wraz z obniżaniem się poziomu wody gruntowej. W trzecim roku po zasiewie udział tymofki łąkowej nieznacznie się obniżył i wynosił śre-

dnio 18,3%. Badane czynniki wpływały podobnie jak w drugim roku na zróżnicowanie tymotki w plonie. Nie stwierdzono wyraźnej zależności utrzymywania się tymotki w runi od nawożenia.

Kupkówka pospolita w I odroście po zasiewie stanowiła średnio 4,2% plonu, a występowanie nie było wyraźnie różnicowane przez warunki glebowo-wodne i nawożenie. W następnych latach udział kupkówki pospolitej w plonie wzrastał, w różnym stopniu, w zależności od badanych czynników. Największy wpływ miało nawożenie, następnie warunki glebowe. W trzecim roku użytkowania udział kupkówki w plonie I odrostu wynosił średnio 13,0% i był najwyższy na glebie średniozwięzłej, a najniższy na lekkiej. Jej udział zwiększał się ze wzrostem nawożenia. Reakcja kupkówki na uwilgotnienie zależała od rodzaju gleby i poziomu nawożenia.

Kostrzewa czerwona w pierwszym roku po zasiewie rozwinęła się szybko i stanowiła w plonie I pokosu na glebie lekkiej średnio 12,1%, a na glebie średniej i zwięzłej średnio 7,2%. Pozostałe czynniki nie wpływały na jej zróżnicowanie. W drugim roku po zasiewie stwierdzono znaczny wzrost jej udziału w plonie, szczególnie na glebie lekkiej, przy niższych poziomach wody gruntowej. Wzrost nawożenia powodował zmniejszenie jej występowania na wszystkich badanych glebach. W trzecim roku po zasiewie stwierdzono dalszy wzrost udziału kostrzewy czerwonej w plonie do 26,3%. Jej występowanie, podobnie jak w drugim roku, w największym stopniu różnicowane było przez rodzaj gleby i nawożenie.

Rajgras wyniosły w pierwszym roku po zasiewie rozwinął się dobrze i stanowił średnio 8,5% plonu. Z badanych czynników jedynie rodzaj gleby wpływał wyraźniej na jego udział w plonie. Wyższe jego ilości stwierdzono na glebie zwięzłej, szczególnie przy poziomie wody 90 cm. W drugim roku po zasiewie jego średni udział był zbliżony

do roku pierwszego i wynosił średnio 8,2% plonu. Nastąpiło różnicowanie udziału rajgrasu wyniosłego w plonie pod wpływem badanych czynników. Największy wpływ miał rodzaj gleby, częściowo także nawożenie. Poziomy wody gruntowej jedynie na glebie zwięzłej powodowały różnicowanie w plonie rajgrasu wyniosłego. W trzecim roku po zasiewie nastąpił wzrost jego udziału w plonie, który średnio wynosił 16,2%. Wystąpiło dalsze zróżnicowanie jego udziału pod wpływem badanych czynników. Największy wpływ na udział w plonie miał rodzaj gleby i poziom wody gruntowej. Na glebie lekkiej przy poziomach wody gruntowej 60 i 90 cm rajgras wyniosły stanowił tylko 1,7 i 2,4% plonu. W większości kombinacji jedynie pierwszy poziom nawożenia stymulował wzrost rajgrasu wyniosłego w plonie.

Życica trwała po zasiewie rozwinęła się bardzo szybko. W I odroście stanowiła średnio 31,4% plonu. Badane czynniki w pierwszym roku nieznacznie wpływały na jej zróżnicowanie w plonie. Nieco wyższy jej udział stwierdzono na glebie średniozwięzłej. W drugim roku po zasiewie stwierdzono znaczne jej ustępowanie ze zbiorowiska, stanowiła ona średnio w plonie 16,6%. Jedynie na glebie lekkiej przy poziomie wody 60 cm nastąpił wzrost udziału życicy do 40,5% w stosunku do roku poprzedniego. W pozostałych wariantach nie stwierdzono wyraźniejszego wpływu badanych czynników na jej występowanie w plonie. W trzecim roku po zasiewie stwierdzono dalsze ustępowanie życicy trwałej. Jej udział w plonie wynosił średnio tylko 2,2%. Nieco lepiej utrzymywała się na glebie lekkiej przy poziomie wody 60 cm, gdzie stanowiła 7,4% plonu I pokosu.

Wiechlina łąkowa mimo 20% wysiewu w pierwszym roku występowała w runi w niewielkich ilościach, zaledwie 0,9% plonu I pokosu. Badane czynniki nie oddziaływały w istotny sposób na jej ilość w runi. W drugim roku po zasiewie stwierdzono

wzrost jej udziału w plonie, szczególnie na glebie lekkiej przy poziomach wody gruntowej 60 i 90 cm, gdzie stanowiła 15,5 i 29,7% plonu. Dla tych wariantów stwierdzono wzrost jej występowania pod wpływem nawożenia. W trzecim roku po zasiewie obserwowano dalszy wzrost udziału wiechliny łąkowej na glebie lekkiej przy poziomach wody 60 i 90 cm, a także na glebie zwieżłej, gdzie w plonie stanowiła już średnio 7,3%. Na glebie średniozwieżłej jej udział był nadal niski i wynosił średnio 2,4% plonu.

Inne gatunki traw, nie wysiane w mieszanice, które pojawiły się w zbiorowisku roślinnym, stanowiły łącznie w trzecim roku średnio 0,9%. Były to najczęściej: mietlica biaława, mietlica rozłogowa, perz właściwy i stokłosa miękka. Nie stwierdzono wpływu badanych czynników na ilość innych traw w runi. W ciągu 3 lat nie obserwowano też wzrostu ich udziału w plonie.

Ziola i chwasty w I pokosie 1992 r. stanowiły średnio 2,5%. Nieco większy udział tej grupy roślin stwierdzono na glebie lekkiej przy poziomie wody 45 cm. W latach następnych obserwowano wzrost ich ilości na wariantach nie nawożonych oraz na glebie lekkiej, gdzie w 1994 r. stanowiły średnio 8,0% plonu.

Podsumowanie i wnioski

W ciągu trzech lat od zasiewu wystąpiły wyraźne zmiany zachodzące w zbiorowiskach roślinnych w zależności od badanych czynników. Na przykład udział życicy trwałej i kostrzewy łąkowej, stanowiących w pierwszym roku średnio 51% plonu, obniżył się na glebie lekkiej w trzecim roku do ilości śladowych. Nawożenie i wzrost uwilgotnienia w niewielkim stopniu hamowało wypadanie tych traw tylko na glebach zwieżlejszych.

Udział tymotki łąkowej, kupkówki pospolitej, rajgrasu wyniosłego i wiechliny łąko-

wej zwiększał się w drugim i trzecim roku użytkowania. Wzrost nawożenia powodował wyraźne zwiększanie się w plonie kupkówki pospolitej, rajgrasu wyniosłego i wiechliny łąkowej, a zmniejszanie się kostrzewy czerwonej. Wpływ uwilgotnienia najwyraźniej uwidocznił się na glebie lekkiej, na której przy poziomach wody gruntowej 60 i 90 cm obniżał się udział kostrzewy łąkowej, tymotki łąkowej, kupkówki pospolitej i rajgrasu wyniosłego, a wzrastał wiechlina łąkowa i kostrzewa czerwona.

Uzyskane w badaniach lizymetrycznych wyniki dotyczące wpływu rodzaju gleb, uwilgotnienia i nawożenia na zmiany udziału poszczególnych gatunków traw w runi łąkowej są ogólnie zgodne z wcześniejszymi pracami Prończuka i Pawłata (1976, 1977) oraz Tołwińskiej (1969). Różnice dotyczyły głównie tempa zmian, które były znacznie szybsze, szczególnie dla życicy trwałej i kostrzewy łąkowej. Uzyskane wyniki potwierdzają też obserwacje dotyczące szybkiego ustępowania z runi wielu wysiewanych traw na zagospodarowywanych użytkach zielonych (Olkowski 1975) i intensywnie nawożonych (Nazaruk 1993). Szybkie ustępowanie z runi niektórych gatunków traw wskazuje na duże zmiany warunków troficznych w pierwszych latach po zasiewie, wynikających również z wykonanych przedsięwziętych zabiegów agrotechnicznych. Ponadto do obsiewu stosowane są formy hodowlane traw, których selekcja i krzyżowanie szły w kierunku wysokich plonów kosztem zdolności adaptacyjnych. W sprzyjających warunkach szybko opanowują teren, w niesprzyjających zaś szybko ustępują i mogą być lub są główną przyczyną zjawiska "degradacji użytków zielonych". Wysokoprodukcyjne formy hodowlane roślin wymagają zapewnienia im ściśle określonych warunków, co w wielu sytuacjach z różnych przyczyn nie jest możliwe (Lopes 1994). Lokalne ekotypy traw, dosto-

sowane do warunków miejscowych, zwykle są bardziej odporne na zmiany warunków i użytkowania (Niczyporuk 1984).

Przedstawione wyniki badań pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. W pierwszym roku po zasiewie poziom wody gruntowej i nawożenie w niewielkim stopniu wpływały na udział wysianych traw w plonie. Wysoki udział w runi życicy trwałej i kostrzewy łąkowej warunkowany był przede wszystkim szybkim tempem ich rozwoju po zasiewie.

2. W drugim roku po zasiewie badane czynniki w istotnym stopniu kształtowały udział poszczególnych gatunków w plonie. Ze zbiorowiska łąkowego ustępowała życica trwała i kostrzewa łąkowa. Ich miejsce zajmowały – kostrzewa czerwona, wiechlin łąkowa, tymotka łąkowa, rajgras wyniosły i kupkówka pospolita.

3. W trzecim roku po zasiewie następowało dalsze kształtowanie się składu florystycznego runi na ogół zgodnie ze zmianami stwierdzonymi w drugim roku. Nawożenie zwiększało udział w plonie kupkówki pospolitej, rajgrasu wyniosłego i wiechliny łąkowej, a zmniejszało kostrzewy czerwonej. Gleba lekka sprzyjała rozwojowi kostrzewy czerwonej i wiechliny łąkowej, gleby zwarte rajgrasowi wyniosłemu i tymotce łąkowej. Uwilgotnienie w największym stopniu różnicowało skład florystyczny na glebie lekkiej.

4. Obserwowane zmiany florystyczne runi łąkowej w kolejnych latach po zagospodarowaniu i zasiewie są procesami wzajemnego dostosowywania się zbiorowisk roślinnych do stworzonych im warunków siedliskowych.

Literatura

- LOPES P. B. 1994: *A new plant disease: Uniformity*. Ceres – FAO review. Vol. 26, No. 6; 41–47.
NAZARUK M. 1993: *Wpływ nawożenia na produktywność i trwałość ważniejszych gatunków traw w siewie czystym i mieszankach w użytkowaniu*

pastwiskowym na glebie lekkiej. Roczn. Gleb. t. XLIV nr 3/4; 89–98.

NICZYPORUK A. 1984: *Trwałość podstawowych gatunków roślin i runi wielogatunkowej na użytkach zielonych przy intensywnym nawożeniu i użytkowaniu*. Rozprawy Naukowe i Monografie, SGGW-AR, 51 s.

OLKOWSKI M. 1975: *Kształtowanie się roślinności na zmeliorowanych łąkach w dolinie rzeki Lyny koło Olsztyna*. Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol. 210; 133–142.

PRONCZUK J., PAWŁAT H. 1976: *Recesja runi łąkowej wskutek zaniechania nawożenia NPK w warunkach różnego uwilgotnienia*. Zesz. Nauk SGGW-AR. Melioracje Rolne z. 15; 77–91.

PRONCZUK J., PAWŁAT H. 1977: *Reakcja traw wysokich na sprzężone działanie uwilgotnienia i nawożenia*. Zesz. Nauk SGGW-AR. Melioracje Rolne z. 16; 127–139.

PRONCZUK J., PAWŁAT H. 1977: *Zmiany florystyczne wywołane wysokimi dawkami nawożenia różnie uwilgotnionych łąk na madach doliny Wiśły*. Roczn. Nauk Rol., Seria F t. 79 z. 3; 7–27.

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

TOŁWIŃSKA M. 1969: *Wpływ warunków siedliska na utrzymanie się w runi łąk zagospodarowanych rajgrasu wyniosłego (*Arrhenatherum elatius* (L.) P. B. i stokłosa bezostnej (*Bromus inermis* Leyss.)*. Zesz. Nauk SGGW, Rolnictwo z. 13; 7–19.

Summary

Effect of differentiated water-soil conditions and fertilization on development of some grass species during three years after seeding in lysimeter study. Lysimeter experiment with controlled groundwater levels at 45 cm, 60, and 90 cm comprising light, medium and heavy soils and fertilized with 0 NPK, 360 kg NPK and 700 kg NPK/ha was established in 1991 year. Lysimeters were seeded with the following grass mixture: *Festuca pratensis* 20%, *Phleum pratense* 20%, *Dactylis glomerata* 5%, *Arrhenatherum elatius* 10%, *Lolium perenne* 10%, *Poa pratensis* 20% i *Festuca rubra* 15%. Botanical composition of the first cut in years 1992–1994 was done.

The distinct changes occurring in plant communities under influence of the investigated factors were observed. Amount of *Lolium perenne* and *Festuca pratensis* decreased from 51% in the first year to trace amounts in the third year. Growing fertilization and moisture only on more heavy soils caused a slight inhibition of that decrease. Percentage of *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*, and *Poa pratensis* was growing in the second and third year after seeding. Fertilization caused increase of the percentage in yield of *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius* and *Poa*

pratensis, but decrease of *Festuca rubra*. The most distinct effect of groundwater levels on grass species percentage was seen on light soil. Percentage of *Poa pratensis* and *Festuca pratensis* was highest on the light soil. It was concluded that observed fast changes in botanical composition were a processes of grass species adaptation to the created site conditions.

Author's address:

K. Piekut, H. Pawłat, M. Nazaruk
Warsaw Agricultural University – SGGW
ul. Nowoursynowska 166
02-787 Warszawa
Poland

Ocena właściwości hydraulicznych gleby torfowo-murszowej o średnim stopniu zmurszenia

Wprowadzenie

Odwodnienie gleb torfowych jest przyczyną powstania w nich niekorzystnych procesów, takich jak: osiadanie, kurczenie się oraz mineralizacja. W konsekwencji prowadzi to do zmiany podstawowych właściwości fizycznych, chemicznych i retencyjno-wodnych. Poznanie procesu kurczenia oraz określenie wartości współczynnika filtracji gleb torfowo-murszowych daje podstawy do odpowiedniego gospodarowania wodą w celu ograniczenia wpływu niekorzystnych procesów na właściwości gleby.

W prezentowanej pracy podjęto próbę oceny wartości współczynnika filtracji, jego zmienność w czasie i przestrzeni przy zastosowaniu różnych metod pomiarowych oraz przedstawiono opis charakterystyki procesu kurczenia dla gleby torfowo-murszowej o średnim stopniu zmurszenia, na przykładzie wybranej kwatery nawadnianej z obiektu Kuwasy, która może być pomocna do wyjaśnienia zmienności wartości współczynnika filtracji w czasie.

Materiał i metody badań

Do szczegółowych badań wytypowano glebę torfowo-murszową o średnim stopniu zmurszenia z kwatery 29 obiektu Kuwasy II, wykorzystywaną jako trwały użytek zielony. Na podstawie opisu odkrywki glebę sklasyfikowano jako torfowo-murszową

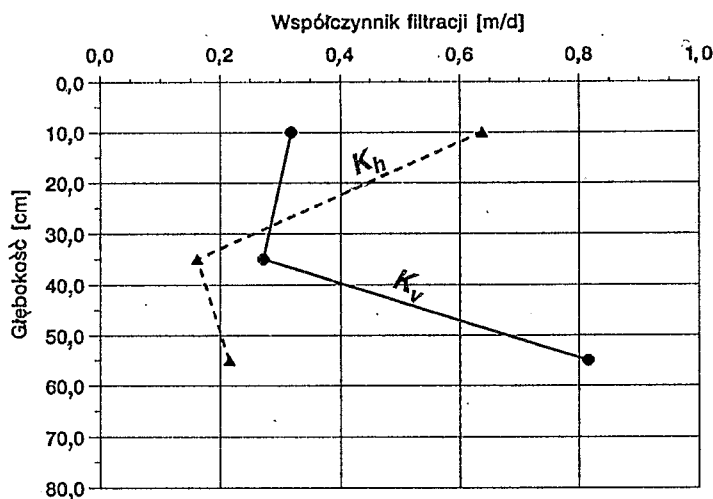
wytworzoną z torfu drzewno-szuwarowego o średnim stopniu zmurszenia w wierzchniej warstwie, podścieloną torfem silnie rozłożonym (Mt II cc).

Określenie wartości współczynnika filtracji w warunkach polowych wykonano metodą studzienkową i zestawem Guelph (Reynolds i Elrick 1985). Wartości współczynnika filtracji w warunkach laboratoryjnych określono za pomocą aparatu Ostromieckiego oraz aparatu Wita.

W celu scharakteryzowania procesu kurczenia w glebie torfowo-murszowej wykorzystano metodę otoczenia próbek glebowych roztworem żywicy syntetycznej Saran Resin (Brasher i in. 1966). W metodzie tej wykonuje się pomiar zmiany objętości próbki przez zanurzanie jej w wodzie. Żywica syntetyczna pełni rolę półprzepuszczalnej membrany wokół próbki gleby, która jest przepuszczalna dla odparowującej wody, a nieprzepuszczalna dla wody w przypadku zanurzenia próbki.

Wyniki pomiarów i ich analiza

Analiza pomiarów współczynnika filtracji metodą Ostromieckiego. W odkrywcę glebowej na kwaterze 29 wykonano pomiar wartości współczynnika filtracji w kierunku pionowym (K_v) i poziomym (K_h). Wyniki pomiarów przedstawiono na rysunku 1. Analizując pomierzone wartości współczynnika filtracji można zauważyć, że w warstwie przypowierzchniowej (5–15 cm) występują



RYСУNEK 1. Wyniki pomiarów współczynnika metodą Ostromęckiego w kierunku pionowym (K_v) oraz w kierunku poziomym (K_h)

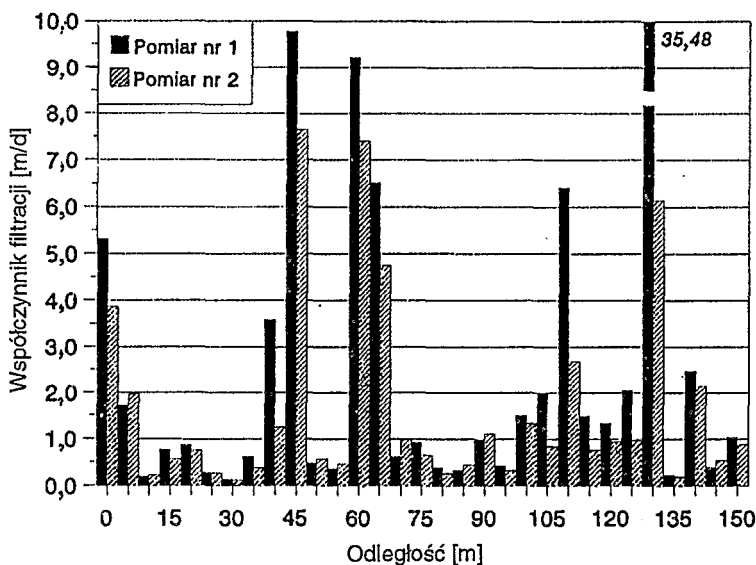
wyższe wartości współczynnika filtracji w kierunku poziomym niż w kierunku pionowym, stosunek tych wartości wynosi 2:1. W głąb profilu stosunek ten maleje. Na głębokości ok. 30 cm wartości współczynników w kierunku poziomym i pionowym są już identyczne. W głębszych warstwach współczynnik filtracji w kierunku pionowym osiąga czterokrotnie większą wartość niż współczynnik filtracji w kierunku poziomym. Analizując dolną część wykresu można spodziewać się wzrastających wartości współczynnika filtracji w kierunku pionowym wraz ze wzrostem głębokości profilu.

Rozważając powyższe wartości współczynników filtracji i ich wzajemne relacje można stwierdzić, że proces murszenia w górnych warstwach przyczynia się do wzrostu wartości współczynników filtracji w kierunku poziomym.

Analiza pomiarów współczynnika filtracji metodą studzienkową. Pomiarów współczynnika filtracji metodą studzienkową przeprowadzono w przekroju pomiarowym zlokalizowanym między dwoma rowami na kwaterze 29 na obiekcie Kuwasy II. Pomiarów wykonywano w odległości co 5 m, wzdłuż

przekroju pomiarowego długości 150 m, ogółem wykonano 31 pomiarów. Pomiarów wykonywano w dwóch różnych terminach 20 VIII 1993 (pomiar 1) i 20 X 1993 (pomiar 2). Pomiarom objęto warstwę gleby o miąższości ok. 50 cm (od 30 do 80 cm pod powierzchnią terenu). Wyniki pomiarów przedstawiono na rysunku 2 i w tabeli 1.

Z przeprowadzonej analizy wartości współczynnika filtracji przedstawionych na rysunku 2 wynika, że nie wykazują one zmienności systematycznej, która polega na stopniowej zmianie właściwości gleby jako funkcji odległości pomiędzy kolejnymi punktami badawczymi. Rozpatrywane wartości w przekroju pomiarowym nie wykazują tendencji opisywanych w literaturze przez Lishtvana i innych (1989), którzy stwierdzili, że w pobliżu rowów obserwuje się mniejsze wartości współczynnika filtracji, przy czym jego wartości stopniowo wzrastają w kierunku środka łanu. Dane pomiarowe wskazują, że wartości współczynnika filtracji mierzone 20 X 1993 r. (pomiar nr 2) są generalnie niższe od wartości mierzonych 20 VIII 1993 r. (pomiar nr 1), co może być związane z pęcznieniem torfu w okresie jesiennym.



RYSUNEK 2. Wyniki pomiarów współczynnika filtracji metodą studzienkową wzdłuż przekroju pomiarowego

TABELA 1. Podstawowe miary statystyczne pomierzonych wartości współczynnika filtracji metodą studzienkową

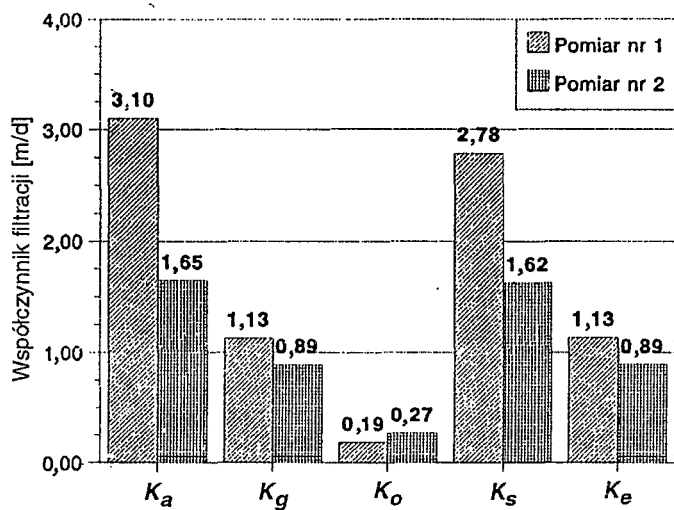
Zmienna	Jednostki	Pomiar nr 1	Pomiar nr 2
Liczebność próby (n)		31	31
Średnia arytmetyczna (K_a)	m/d	3,1037	1,647
Minimum	m/d	0,117	0,119
Maksimum	m/d	35,485	7,646
Średnia geometryczna (K_g)	m/d	1,135	0,893
Odchylenie standardowe (σ)	m/d	6,535	2,096

W celu porównania pomierzonych wartości współczynnika filtracji w dwóch terminach posłużono się analizą wariancji, która umożliwia zbadanie wpływu czynnika lub czynników na wartość badanej cechy zakładając, że ma ona normalny rozkład prawdopodobieństwa (Oktaba 1986). W tym celu przeprowadzono jednoczynnikową analizę wariancji (czynnik – termin pomiaru, cecha – współczynnik filtracji) po wcześniejszym znormalizowaniu rozkładu.

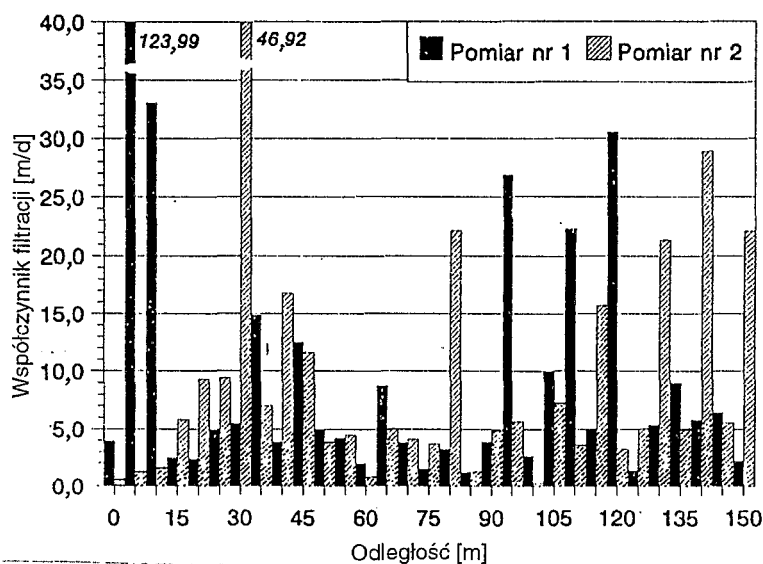
Na podstawie analizy wariancji stwierdzić można z prawdopodobieństwem 55%, że średnie wartości współczynnika filtra-

cji z dwóch różnych terminów nie różnią się między sobą. Zestawienie obliczonych wartości: średniej arytmetycznej (K_a), średniej geometrycznej (K_g), średniej (K_s), mody (K_o) i mediany (K_e) przedstawiono na rysunku 3.

Analiza laboratoryjnych pomiarów współczynnika filtracji metodą Wita. Podczas dwukrotnego pomiaru współczynnika filtracji w warunkach polowych pobrano próbki gleby z głębokości 25–30 cm. Wyniki pomiaru nr 1 (okres letni) i pomiaru nr 2 (okres jesienny) przedstawiono na rysunku 4. Z przeprowadzonej analizy wartości współ-



RYSUNEK 3. Obliczone wartości średniej: arytmetycznej (K_a), geometrycznej (K_g), mody (K_o), średniej (K_s) i mediany (K_e) w poszczególnych terminach pomiarowych



RYSUNEK 4. Wyniki pomiaru współczynnika filtracji metodą Wita

czynnika filtracji wynika, że nie wykazują one zmienności systematycznej, która polega na stopniowej zmianie właściwości hydraulicznych gleby jako funkcji odległości pomiędzy kolejnymi punktami badawczy-

mi. Dane pomiarowe wskazują, że wartości współczynnika filtracji pomierzone w okresie letnim (pomiar nr 1) są wyższe od pomierzonych w okresie jesiennym (pomiar nr 2). W celu porównania pomierzonych

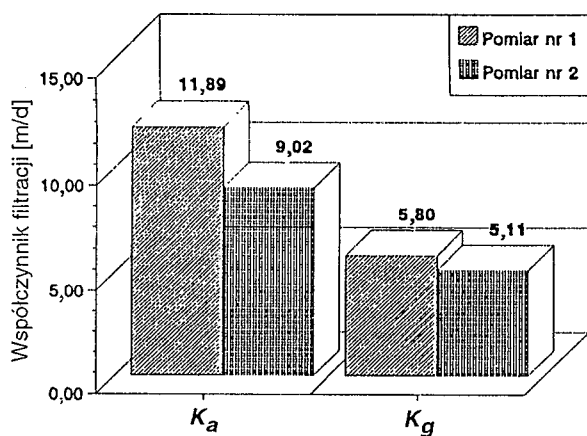
wartości współczynnika filtracji w dwóch terminach posłużono się dwuczynnikową analizą wariancji. Jednym czynnikiem był termin pomiaru, drugim – lokalizacja punktu pomiaru. Na podstawie wyników analizy wariancji dwuczynnikowej wartości współczynnika filtracji z dwóch różnych terminów można stwierdzić z prawdopodobieństwem 99%, że różnią się między sobą. Również wpływ lokalizacji punktu pomiarowego okazał się istotny.

Zestawienie obliczonych wartości: średniej arytmetycznej (K_a) i średniej geometrycznej (K_g) w poszczególnych terminach pomiarowych przedstawiono na rysunku 5. Wartości K_a i K_g są wyższe w okresie letnim (pomiar nr 1) od wartości pomierzonych w okresie jesiennym (pomiar nr 2).

Pomiary współczynnika filtracji metodą Wita przeprowadzono 12–13 razy dla każdej próbki. Otrzymane wyniki umożliwiły przedstawienie zmiany wartości współczynnika filtracji jako wartości względnej K_t/K_o (gdzie: K_o – początkowa wartość współczynnika filtracji, K_t – kolejne pomierzone wartości współczynnika filtracji) w czasie. Na rysunku 6a przedstawione są wyniki pomiarów wykonanych

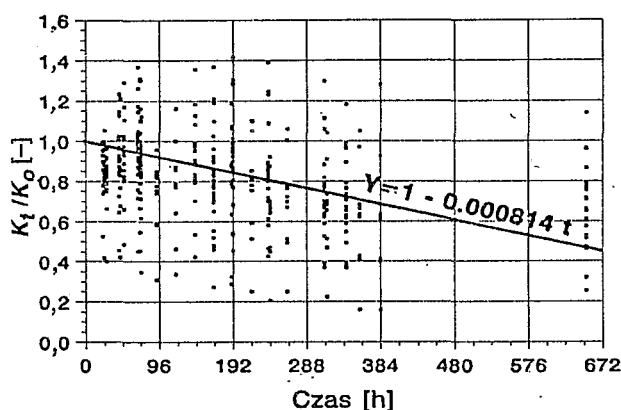
w okresie letnim. W trakcie upływającego czasu wyznaczane wartości współczynnika wyraźnie się zmniejszały. Fakt ten może wynikać ze zmian objętości gleby torfowo-murszowej wywołanej zjawiskiem jej pęcznienia. Na rysunku 6b przedstawiono wyniki pomiarów wykonanych w okresie jesiennym. Określone wartości współczynnika filtracji w czasie wykazywały tendencję wzrostową. Wzrost jego wartości może być związany z wypłukiwaniem najdrobniejszych cząstek podczas przepływu filtrującej wody.

Analiza pomiarów współczynnika filtracji zestawem Guelph. Określenie wartości współczynnika filtracji zestawem Guelph w warunkach polowych przeprowadzono 20 VIII 1993 r. Pomiary wykonywano na głębokości 25–30 cm. Wyniki pomiarów współczynnika filtracji przedstawiono na rysunku 7. Na rysunku tym brak jest wartości współczynnika filtracji w punktach badawczych zlokalizowanych w odległości 60 m i 150 m od początku przekroju pomiarowego. Punkty te wyłączono z analizy, ponieważ pomiary nie spełniały założeń teoretycznych metody (Reynolds i Elrick 1985). Z przeprowadzonej analizy wartości

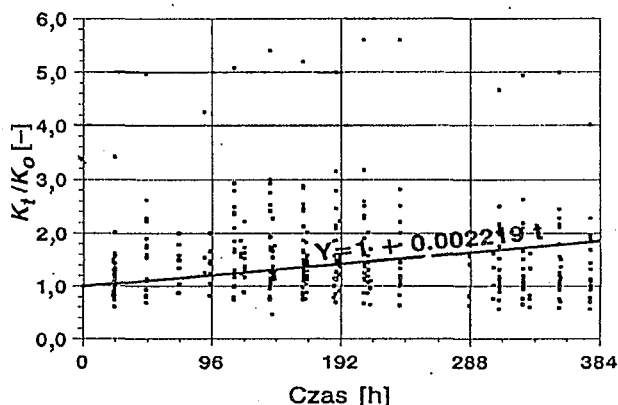


RYSUNEK 5. Obliczone wartości średniej arytmetycznej (K_a) i geometrycznej (K_g) w poszczególnych terminach pomiarowych

a Pomiar nr 1



b Pomiar nr 2



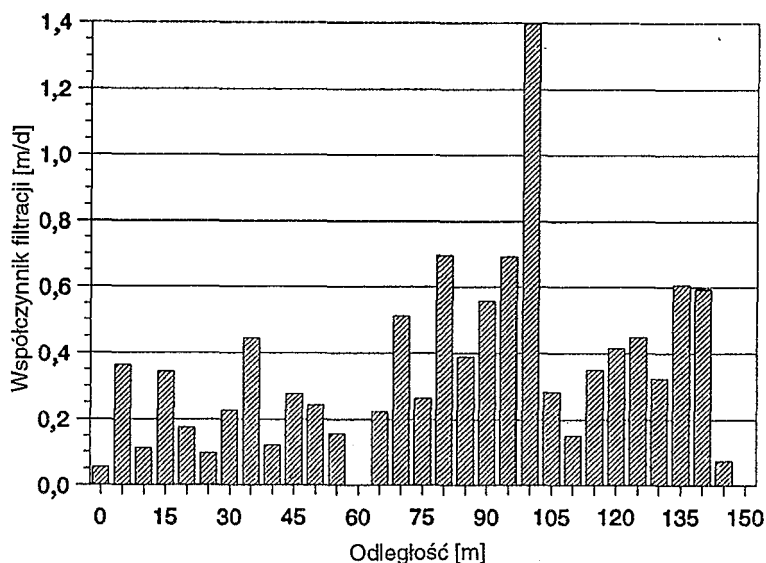
RYСУNEK 6. Zależność wartości K_t/K_0 w czasie

współczynnika filtracji wynika, że nie wykazują one zmienności systematycznej w obrębie przekroju pomiarowego. Obliczone wartości średniej arytmetycznej i średniej geometrycznej dla danych z całego przekroju pomiarowego wynoszą odpowiednio: 0,365 i 0,268 m/d.

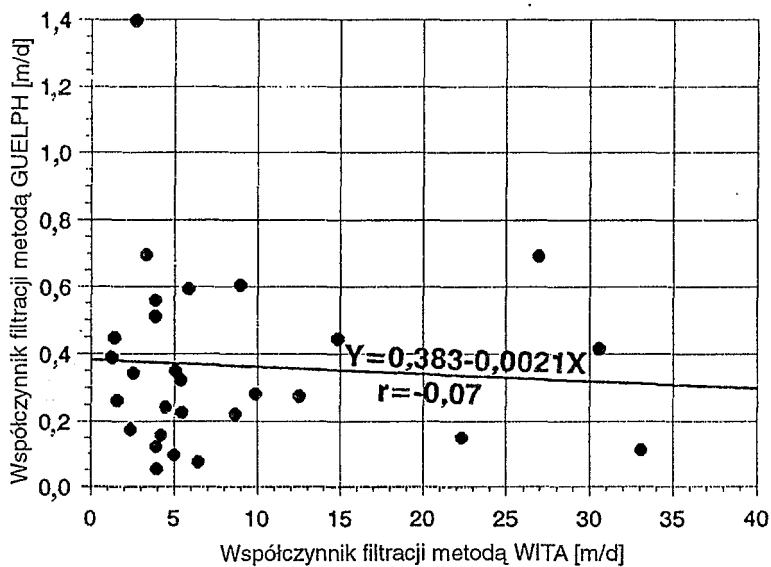
Wartości współczynnika filtracji otrzymane w wyniku pomiaru zestawem Guelph można porównać z wartościami współczynnika filtracji pomierzonymi w okresie letnim (pomiar nr 1) metodą laboratoryjną Wita. Porównanie jest w tym przypadku możliwe, gdyż pomiarami laboratoryjnymi

współczynnika filtracji objęta była ta sama warstwa gleby (25–30 cm) i obydwie pomiary były wykonywane w tym samym czasie. Porównanie wartości współczynników filtracji określonych metodą Wita i przy użyciu zestawu Guelph przedstawiono na rysunku 8.

Zestawione wartości współczynników filtracji metodą Wita i zestawu Guelph nie wykazują korelacji. Przyczynę tak dużych różnic można upatrywać w zróżnicowaniu przestrzennych warunków glebowych, jak również w nadaniu ciągłości porom glebowym podczas pobierania próbek.



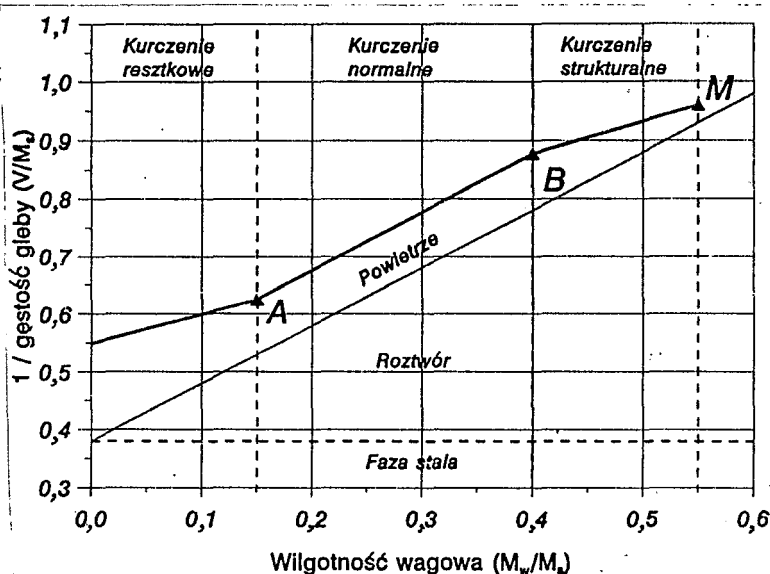
RYSUNEK 7. Wyniki pomiarów współczynnika filtracji zestawem Guelph



RYSUNEK 8. Porównanie wartości współczynnika filtracji pomierzonych metodą Wita i zestawem Guelph

Charakterystyka procesu kurczenia. Kurczenie się utworów torfowych jest skutkiem utraty wilgotności przez te gleby. W celu scharakteryzowania procesu kurczenia gle-

by dość często posługuje się krzywą kurczenia (McGarry i Malafant 1987), która wyraża zależność pomiędzy odwrotnością gęstości gleby i jej wilgotnością wagową.



RYSunEK 9. Przykładowa krzywa kurczenia dla gliny ciężkiej (McGarry i Malafant 1987)

Przykładowy kształt krzywej kurczenia dla glin ciężkich przedstawiono na rysunku 9.

Wyróżnia się trzy charakterystyczne fazy, jakie przechodzi gleba podczas przebiegu procesu kurczenia wywołanego utratą wody przez glebę:

a) faza kurczenia strukturalnego, w której ubytek wilgotności wagowej jest znacznie większy niż odpowiadająca jej zmiana objętości próbki gleby. Wynika to z faktu, że woda odparowująca z porów glebowych o największych średnicach nie powoduje powstawania znacznych sił odpowiedzialnych za zmiany geometrii fazy stałej gleby,

b) faza kurczenia normalnego, w której ubytek wilgotności wagowej powoduje identyczną zmianę objętości,

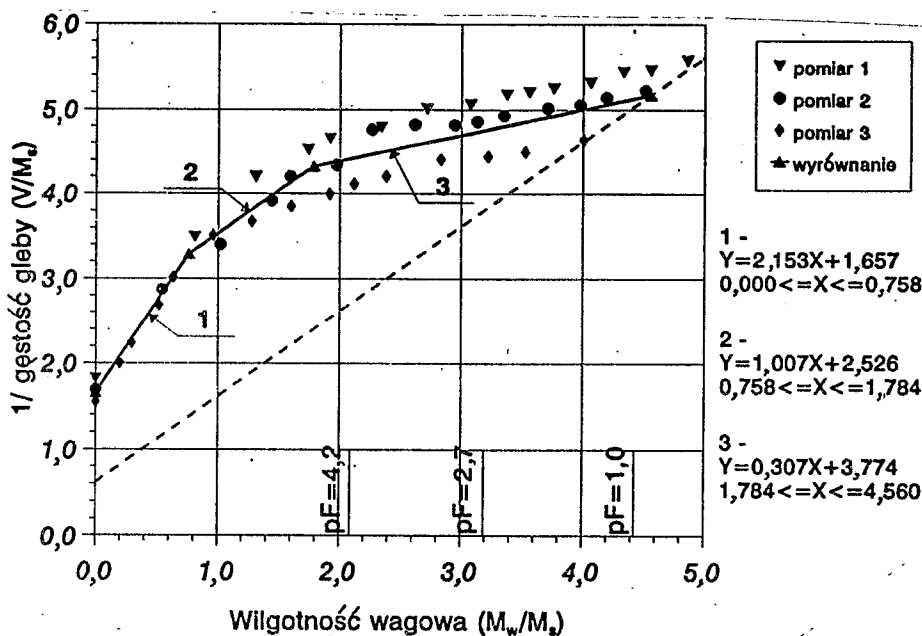
c) faza kurczenia resztkowego, w której ubytek wilgotności wagowej jest znacznie większy niż objętość próbki gleby.

W celu zbadania procesu kurczenia w glebie torfowo-murszowej z kwatery 29 pobrano próbki gleby z głębokości 25–30 cm. Na tych próbkach wykonywano systematyczne

pomiary zmiany objętości i ciężaru w procesie kurczenia. Z danych pomiarowych przedstawionych na rysunku 10 wynika wyraźnie, że przebieg procesu kurczenia w rozpatrywanej glebie torfowo-murszowej znacznie różni się od przebiegu tego procesu w glinach ciężkich. Wyniki pomiarów wyrównano, wykorzystując algorytm optymalizacyjny Flechtera-Reveesa (Wesseling 1983) pozwalający na wyrównanie krzywej kurczenia trzema odcinkami linii prostej. W zakresie uwilgotnienia odpowiadającego zmianie wartości pF 0,0–4,2 obserwuje się liniowy przebieg procesu kurczenia, czyli istnieje możliwość jego opisu przy użyciu równania prostej.

Wnioski

1. Przeprowadzone pomiary kurczenia się gleby torfowo-murszowej wskazują, że zjawisko to w tych glebach ma inny przebieg niż w glinach ciężkich i proces ten można opisać przy pomocy linii prostej w zakresie wilgotności spotykanych w warunkach polowych.



RYSUNEK 10. Krzywa kurczenia dla gleby torfowo-murszowej, warstwa 20–30 cm

2. Połowe pomiary współczynnika filtracji wskazują na cykliczną jego zmienność w obrębie roku, ponieważ w okresie jesiennym obserwowano nieco niższe wartości (zjawisko pęcznienia) niż w okresie letnim (zjawisko kurczenia). Jakkolwiek zmian tych nie udało się udowodnić statystycznie ze względu na dużą wariancję.

3. Wyniki pomiarów współczynnika filtracji w warunkach laboratoryjnych wskazują wyższe wartości niż wyniki pomiarów w warunkach polowych. Różnice te mogą być spowodowane anizotropią ośrodka glebowego, nadaniem ciągłości porom glebowym przy pobieraniu próbek oraz ewentualnym uszkodzeniu struktury gleby podczas pobierania próbek.

Literatura

BRASHER B. R., FRANZMEIJER D. P., VALASSIS V., DAVIDSON S. E. 1966: *Use of saran resin to coat natural soil clods for bulk density and water retention measurements*. Soil Sci. 101; 108.

LISHTVAN I. I., BAZIN E. T., KOSOV V. I. 1989: *Fizyceskije procesy w torfjanych zalez'ijach*. Nauka i Technika.

McGARRY D., MALAFANT K. W. J. 1987: *The analysis of volume change in unconfined units of soil*. Soil Sci. Soc. Am. J. 51; 290–297.

OKTABA W. 1986: *Metody statystyki matematycznej w doświadczałnictwie*. Warszawa, PWN.

REYNOLDS W. D., ELRICK D. E. 1985: *In-situ measurements of field – saturated hydraulic conductivity, sorptivity and the α -parameter using Guelph Perameter*. Soil Sci. 140(4); 292–302.

WESSELING J. G. 1981: *Een computerprogramma voor het bepalen van de optimale ligging van drie lijnstukken door een serie getallenparen*. Nota ICW 1113, Institute Land and Water Management Research, 34.

Summary

Estimation of the hydraulic properties in peat-moorsh soil with medium degree of moorshing. The paper presents the estimation of the saturated hydraulic conductivity values, their variability in time and space using different measuring methods for peat-moorsh soil from selected plot Kuwasy drainage-subirrigation system. The shrinkage characteristic for the considered peat-moorsh soil was also measured.

red. These measurements showed that this characteristic can be described using the straight line for soil moisture range observed at field conditions. The field measurements of saturated hydraulic conductivity showed it is periodical variation in time during the year – lower values during autumn soil swelling and higher values during summer (soil shrinking).

Author's address:

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

Obliczanie zdolności przepustowej koryt wód wielkich

Wprowadzenie

Doliny rzeczne są uznawane za obszary bardzo cenne pod względem gospodarczym i przyrodniczym. W przeszłości dążono do gospodarczego wykorzystania dolin, co było powodem działań mających na celu zmniejszenie zagrożenia powodziowego. Wraz z regulacją rzek i budową obwałowań czyszczono, wyrównywano i porządkowano tereny zalewowe – likwidowano nie-regularności rzeźby terenu, starorzecza oraz zadrzewienia i zakrzewienia. Powodowało to duże zmiany ekologiczne i krajo-
brazowe dolin rzecznych i spotykało się ze sprzeciwem osób zajmujących się ochroną środowiska. Obecnie dąży się do zachowania koryta głównego i koryta wód wielkich w stanie naturalnym lub zbliżonym do naturalnego, co wymaga znajomości metod obliczania prędkości średnich i przepustowości koryta wód wielkich, uwzględniając naturalną różnorodność terenów zalewowych, a zwłaszcza wpływ zadrzewień i zakrzewień występujących w różnej formie czasowo-przestrzennej i gatunkowej.

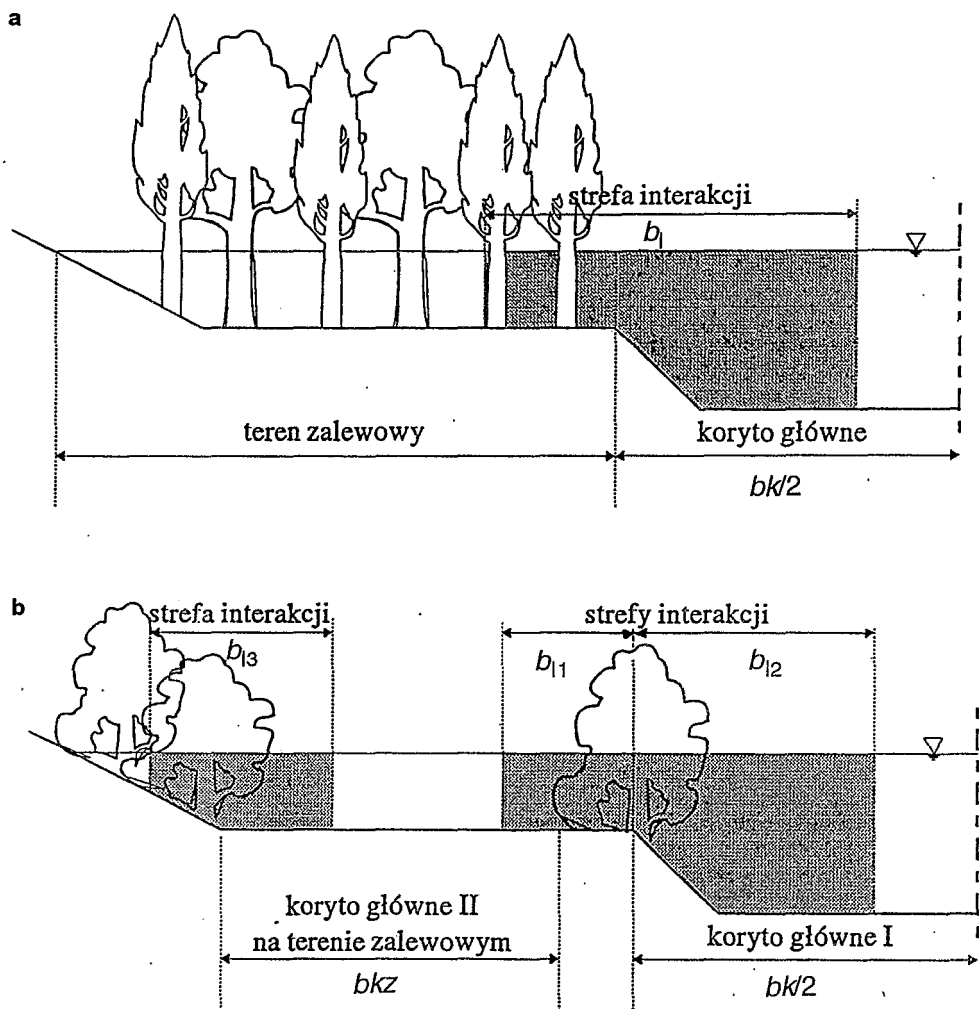
Prędkość średnia w przekroju

Istnieje duża liczba wzorów do obliczania średniej prędkości przepływu w ruchu jednostajnym ustalonym w korytach o zwartych i nie zadrzewionych przekrojach poprzecznych. Najczęściej stosuje się dobrze znane wzory Chezy-Manninga, Stricklera i Darcy-Weisbacha.

Przekroje koryta wód wielkich większości rzek nizinnych są przekrojami dwudzielnymi, składającymi się z koryta głównego i terenów zalewowych, dla których wymienione wzory są w praktyce stosowane dla osobnych części przekroju (Kubrak i in. 1995). W przypadku występowania roślinności wysokiej (drzew i krzewów) przekrój dzieli się na części; liniami podziału są płaszczyzny rozdziału stref zarośniętych i wolnych od roślinności (rys. 1a i 1b). Niezależnie od podziału koryta wielkiej wody na części, istnieje także potrzeba uwzględnienia zróżnicowanej szorstkości w obrębie wydzielonych pól częściowych przez wprowadzenie zastępczych współczynników charakteryzujących opory ruchu (Żbikowski i in. 1992).

Opory ruchu w korycie wód wielkich

Opory ruchu są kształtowane przez liczne czynniki, wśród których wyróżnia się roślinność stanowiącą w naturalnych dolinach rzecznych częsty czynnik dominujący. W praktyce projektowej najczęściej przyjmuje się dla terenów zalewowych wartości współczynników oporu z różnego rodzaju zestawień tabelarycznych. Wybór właściwych wartości współczynników zależy od tego, w jakim stopniu wybrany opis koryta w odpowiedniej pozycji tabeli odpowiada stanowi koryta w naturze. Taki sposób oceny oporów przepływu budzi zastrzeżenia z uwagi na jego dowolność i subiektywność wyboru. Dlatego też poszukuje się bardziej



RYSUNEK 1. Podział koryta dwudzielnego na części: a – teren zalewowy całkowicie zarośnięty, b – teren zalewowy częściowo zarośnięty

obiektywnych metod oceny oporów przepływu. Temple (1987) uzależnił zmiany wartości współczynnika szorstkości trawy od tzw. parametru przepływu (przepływu jednostkowego) będącego iloczynem średniej prędkości V (z uwzględnieniem wpływu roślinności) i promienia hydraulicznego R (w przekroju bez roślinności). Dobór współczynnika szorstkości następuje metodą prób. Dla przyjętej wstępnie wartości

n obliczamy ze wzoru Manninga prędkość V , a następnie sprawdzamy, czy iloczyn VR odpowiada obranej uprzednio wartości n .

Równania Temple'a są następujące:

- dla $VR > 3,3$

$$n = \exp(0,126 C_I - 4,16) \quad (1)$$
- dla $0,00023 C_I^{2,5} < VR < 3,3$

$$n = \exp \{ C_I [0,0133 (\ln(VR))^2 - 0,0322 \ln(VR) + 0,145] - 4,16 \} \quad (2)$$

• dla $VR < 0,00023 C_I$

$$n = \exp\{C_I[0,0133(\ln(0,00023 C_I^{2,5}))^2 - 0,0322 \ln(0,00023 C_I^{2,5}) + 0,145] - 4,16\}$$
 (3)

w których:

$$C_I = 2,5 (h \sqrt{D_r})^{1/3}$$

h – reprezentatywna długość łodygi [m],

D_r – średnia gęstość roślin – liczba sztuk na 1 m^2 [1 m^{-2}].

Długość łodygi zależy od trawy i fazy jej wzrostu; są to w okresie wegetacyjnym zwykle wartości od 0,2 m do 1,0 m. Zarówno omawiane długości, jak i liczbę roślin na 1 m^2 ustala się na podstawie wyników badań w terenie.

Równania (1)–(3) mogą być stosowane w korytach, w których szorstkość brzegów praktycznie nie wpływa na warunki przepływu. Taką sytuację mamy na szerokich odcinkach terenów zalewowych użytkowanych jako łąki lub pastwiska.

Obecnie w obliczeniach prędkości coraz częściej stosuje się równanie Darcy-Weibacha. W równaniu tym współczynnik oporu λ jest obliczany na podstawie uniwersalnego równania oporów przepływu Colebrook'a-White'a. Do obliczeń oporów ruchu w korytach naturalnych można stosować uproszczoną postać tego równania, ważną dla reżimu hydraulicznie szorstkiego, podaną przez Mertensa (1989):

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = 2,03 \log \left(\frac{12,27 R}{k_s} \right) \quad (4)$$

w którym k_s jest ekwiwalentną szorstkością bezwzględną wyrażoną w metrach.

W obszarach zarośniętych roślinnością wysoką całkowity współczynnik oporu λ jest równy sumie współczynników wyrażających opór podłoża (dna lub ściany) λ_o i roślinności λ_r ($\lambda = \lambda_o + \lambda_r$). Według Paschego (1984) współczynnik oporu λ_r oblicza się ze wzoru:

$$\lambda_r = \frac{4 dp h}{a_x a_z} C_{wr} \quad (5)$$

gdzie:

dp – przeciętna średnica pni drzew [m],

C_{wr} – współczynnik oporu pni drzew przy opływie strug wody [–],

h – głębokość wody w obszarze zarośniętym [m],

a_x, a_z – średnie odległości pomiędzy drzewami odpowiednio w kierunku zgodnym i prostopadłym do kierunku przepływu.

Według Schrodera i Nudinga (Rouve 1987) współczynnik oporu roślinności λ_r może być obliczany ze wzoru:

$$\lambda_r = 4 C_{wr} \omega_r R_r \quad (6)$$

w którym R_r jest promieniem hydraulicznym w przekroju poprzecznym obszaru zarośniętego. Całkowity współczynnik oporu w obszarze zarośniętym autorzy zalecają obliczać ze wzoru:

$$\lambda = \frac{\lambda_o (1 - \varepsilon_r) + \lambda_r}{1 - \varepsilon_r} \quad (7)$$

w którym ε_r jest tzw. parametrem pokrycia roślinnego obliczanym ze wzoru:

$$\varepsilon_r = \frac{dp^2}{a_x a_z} \quad (8)$$

Autorzy wzoru (6) zalecają przyjmować stałą wartość współczynnika oporu $C_{wr} = 1,4$, natomiast parametry charakteryzujące obszar zarośnięty, jak dp, a_x, a_z – z pomiarów w terenie. Jeżeli nie dysponujemy odpowiednimi danymi, to parametry te można przyjmować według tabeli 1, w której zawarto dane z badań niemieckich (Rickert 1986; Rouve 1987). Ze względu na gęstość zarośnięcia obszary zakrzewione dzieli się na zwarte (np. wiklinowe) i porośnięte pojedynczymi krzewami. W tym

ostatnim przypadku jako średnicę charakterystyczną dp przyjmuje się średnią średnicę korony krzewu, a nie pojedynczych gałęzi.

Na płaszczyźnie rozdziału pomiędzy obszarem zarośniętym i wolnym od roślinności powstają zaburzenia prędkości przepływu, które mogą być wyrażone współczynnikiem oporu λ_p . Wartość tego współczynnika, zgodnie z równaniem (4), można wyznaczyć ze wzoru:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda_p}} = 2,03 \log \left(\frac{12,27 R_p}{k_{sp}} \right) \quad (9)$$

gdzie:

R_p – promień hydrauliczny odnoszący się do płaszczyzny rozdziału,

k_{sp} – ekwiwalentna szorstkość bezwzględna na płaszczyźnie rozdziału.

Wartość promienia hydraulicznego R_p dobieramy iteracyjnie tak, aby w kolejnym kroku $i = n$ obliczony promień R_p był równy założonemu w kroku $i = n - 1$; promień hydrauliczny R_p obliczamy z zależności:

$$R_p = \frac{\lambda_p}{\lambda_s} R_s \quad (10)$$

w której λ_s i R_s są odpowiednio wartościami współczynnika oporu i promienia hydraulicznego dla całej, wolnej od roślinności wysokiej części koryta głównego lub terenu zalewowego.

Wartość k_{sp} w równaniu (9) można wyznaczyć z następującej zależności (Pasche 1984):

$$k_{sp} = 0,854 R_p W_z \left(1,7 \frac{b_I}{b_k/2} \right)^{1,07} \quad (11)$$

gdzie:

W_z – współczynnik zarośnięcia [–],

b_I – szerokość strefy interakcji [m],

b_k – szerokość koryta głównego lub części wolnej od roślinności wysokiej na terenie zalewowym [m],

k_{sp}, R_p – jak w równaniu (9).

Wartość współczynnika zarośnięcia W_z i szerokość strefy interakcji b_I są obliczane z równań, które ze względu na brak miejsca nie są podane; można je znaleźć w pracy Paschego (1984) lub w publikacjach Bajkowskiego i in. (1994) oraz Kubraka (1995).

Współczynnik oporu na płaszczyźnie rozdziału według Schrodera i Nudinga (Rouvé 1987) jest równy:

$$\lambda_p = \lambda_{op} + \lambda_I \quad (12)$$

gdzie:

$\lambda_{op} = 0,06 - 0,10$ – stała wartość współczynnika oporu,

λ_I – dodatkowy współczynnik oporu wywołany interakcją;

maksymalna wartość tego współczynnika jest równa:

$$\lambda_{I,max} = 0,18 \log \left(0,0135 \frac{V_{ok}^2}{V_r^2 h_p} \right) \quad (13)$$

w którym V_{ok} jest prędkością średnią w korycie głównym, bez uwzględniania wpływu płaszczyzny (lub płaszczyzn) rozdziału na warunki przepływu.

W obliczeniach przyjmuje się $\lambda_I = \lambda_{I,max}$ wtedy gdy szerokość strefy zarastania b_r jest większa od maksymalnej szerokości strefy interakcji b_I obliczanej ze wzoru:

$$b_{I,max} = 17,5 \frac{V_r^2 \lambda_{I,max}}{g J} \quad (14)$$

Jeżeli $b_r < b_{I,max}$ wtedy

$$\lambda_I = a_I \lambda_{I,max} \quad (15)$$

gdzie:

g – przyspieszenie ziemskie [$m \cdot s^{-2}$],

J – spadek hydrauliczny [–],

α_I – współczynnik obliczany ze wzoru:

$$\alpha_I = 1 - \left(1 - \frac{b_r}{b_{I,\max}} \right)^{2,5} \quad (16)$$

Nuding w swojej późniejszej pracy (Nunding 1991) podaje prostszy wzór do obliczania współczynnika oporu w płaszczyźnie rozdziału:

$$\lambda_p = 4 \left(\log \frac{V_{ok}}{V_r} \right)^2 \frac{R_r b_I}{h_p b_{wz}} \quad (17)$$

w którym b_{wz} jest względną szerokością strefy zarastania roślinności wysokiej, zdefiniowana jako stosunek powierzchni obszaru zarośniętego A_z do głębokości w płaszczyźnie rozdziału h_p . Po podstawieniu w mianowniku ostatniego członu wzoru (17) otrzymamy: $h_p \cdot A_z / h_p = A_z$.

Przykład obliczania przepustowości

Charakterystyka odcinka badawczego. Do badań terenowych wybrano odcinek rzeki Głuskówki – dopływu rzeki Jezioroki, położony około 20 km na południe od Warszawy. Odcinek badawczy ma długość 1,4 km, powierzchnia zlewni wynosi: na początku odcinka $A = 35,4 \text{ km}^2$, na końcu $A = 33,1 \text{ km}^2$; przyrost powierzchni zlewni wynosi więc $2,3 \text{ km}^2$ to jest 6,9%. Wybrany odcinek rzeki położony jest w stosunkowo wąskiej dolinie szerokości 50–100 m, w której znajdują się zbiorowiska łąkowe (30%), szuwarowe (10%) oraz leśne i zaroślowe (60%).

Zbiorowiska leśne i zaroślowe zajmujące siedliska powyżej średnich stanów wody, na mokrych glebach torfowych, gdzie nigdzie wkraczają w podtopione partie doliny lub wchodzą bezpośrednio w koryto rzeczne. Wśród nich największą powierzchnię zajmują lasy i zarośla wierzbowo-olszowe. Przeważają drzewa 10–25-letnie wraz z podrostem olszowym. Spotyka się

też pojedyncze okazy 30–40-letnie i starsze. Występują tu często olchy o formach krzewiastych, które wraz z olchami o pokroju drzewiastym tworzą mozaikowy układ przestrzenny. W układzie tym, pomiędzy grupami drzew (krzewów), tworzonymi przez skupienie 3–5 okazów, odległymi od siebie o 10–20 m, występują samotne starsze drzewa. Razem z pozostałymi gatunkami drzew i towarzyszącym podrostem: brzozy omszonej, wierzby uszatej, kruchej i pięciopęcikowej, olcha tworzy trwałe zbiorowiska naturalne lasu o charakterze bagiennym. W dnie lasu spotyka się najczęściej mniej lub bardziej zwarte łany pokrzywy zwyczajnej, pokrywające na ogół powierzchnię w zbiorowiskach wysokich bylin ciągnących się wzdłuż brzegów oraz od lustra wody do 15–20 m w przekrojach poprzecznych koryta. Zagęszczenie pędów pokrzywy wraz z gatunkami towarzyszącymi waha się od 500 do 1500 sztuk na m^2 . Razem z olchą pokrzywa jest zdecydowanie najczęściej występującym gatunkiem powyżej strefy średnich stanów wody do górnej granicy stanów wysokich.

Na badanym obszarze spotyka się rozrzucone nieregularnie naturalne zbiorowiska ziół i pnączy. Występują tu: kielisznik, kaniańka, a także przymiotno. Kaniańka opanowała przeważającą część powierzchni porośniętych pokrzywą. Jej splątane, silne, sznurowate pędy tworzą wraz z łodygami pokrzyw zwarte i sprężyste płyty o dużych oporach przepływu.

Wśród zbiorowisk szuwarowych przeważa szuwar właściwy, budowany przede wszystkim przez trzcinę z domieszką szczyawiu, marka, kosaćca i pałki wąskolistnej. Zagęszczenie źdźbeł waha się tu od ok. 5000 do 14 000 sztuk na m^2 . Miejscami występują niewielkie powierzchnie mozgi trzcinowatej i wysokich turzyc brzegowych.

Zbiorowiska łąkowe ciągnące się za zaroślami olszowymi w lewostronnej części doliny, miejscami podchodzące do rzeki, położone są zazwyczaj powyżej średnich

stanów wody, choć niektóre z nich zajmują stanowiska stałe, nadmiernie wilgotne. Występują tu w miejscach wyższych: wiechlina łąkowa, wiechlina zwyczajna, kłosówka wełnista, kostrzewa łąkowa i kupkówka pospolita, a z dwuliściennych reprezentowane są rodziny motylkowatych i baldaszkowatych. W obniżeniach doliny stale wilgotnych występują: wiechlina błotna, ostrożeń warzywny, wiązówka błotna oraz niezapominajka błotna. Na stanowiskach z wysiękami wody występują ponadto sit rozpięchły i sitowie leśne. Zagęszczenie źdźbeł traw i pędów dwuliściennych jest dość zróżnicowane i w kompleksie zbiorowisk łąkowych wynosi od 3000 do 10 000 sztuk na m^2 .

Koryto główne rzeki o głębokości 0,6–1,0 m, szerokości 3–5 m i spadkach 1,5–2,0‰ jest zwarte, miejscami o dużym stopniu zakrzywienia trasy. Kształt przekrojów poprzecznych jest zbliżony do trapezowego, często o stromych skarpach utrzymujących się dzięki systemowi korzeniowemu drzew i krzewów. Odległość od zwierciadła wód średnich do poziomu terenów zalewowych wynosi 0,3–0,5 m.

Dla badań wykonano mapę w skali 1:1000 odcinka doliny Głuskówki, na której naniesiono zwarte obszary leśne i zaroślowe, szuwarowe oraz pojedyncze drzewa i krzewy występujące w pobliżu koryta głównego. Na rysunku 2 pokazany jest fragment mapy doliny Głuskówki. Ponadto wykonano niwelację przekrojów dolinowych (co 50–150 m) i pięciokrotne pomiary hydrometryczne z niwelacją zwierciadła wody przy różnych jej stanach. W przekrojach dolinowych wykonano dodatkowe pomiary niezbędne do oceny oporów ruchu wywołanych roślinnością. Badania te obejmowały: ocenę gęstości i wysokości traw w zbiorowiskach łąkowych oraz innych roślin w podszyciu leśno-zaroślowym i szuwarowym; określenie przeciętnej rozstawy drzew, krzewów, trzcin i pokrzyw; ocenę średnic przeciętnych pni drzew (łodyg trzciny lub pokrzywy) lub korony krzewów.

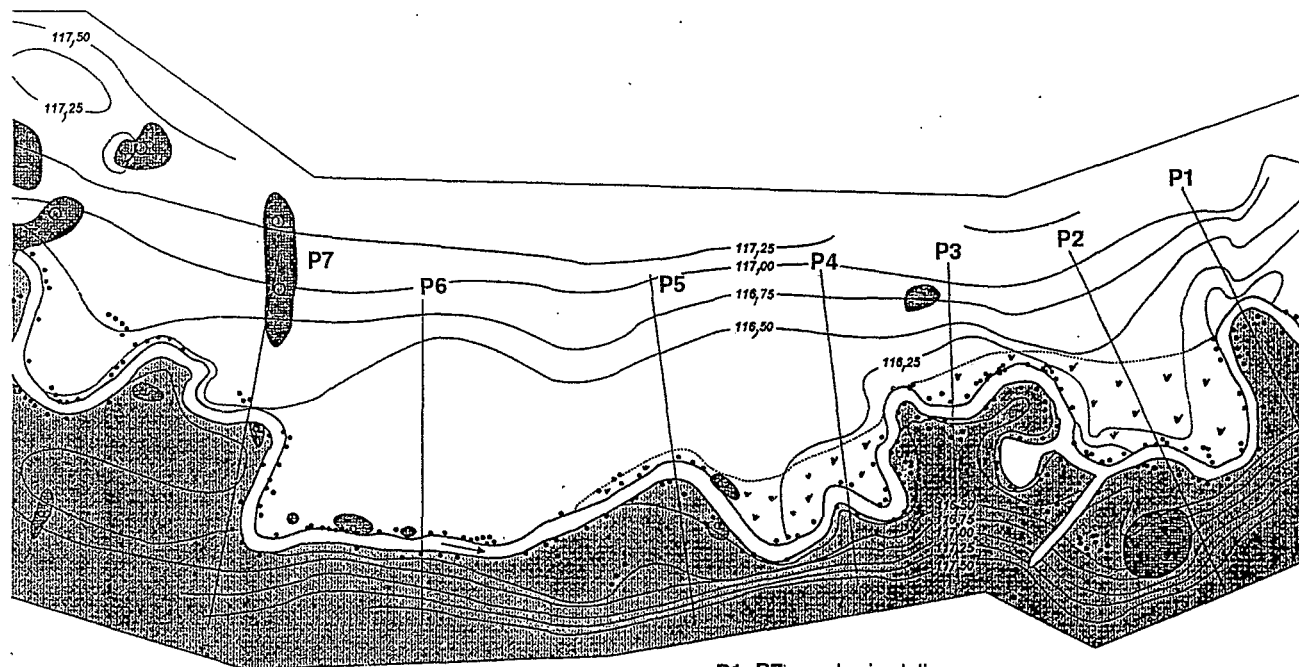
Wyniki obliczeń porównawczych. W okresie prowadzenia badań tylko raz wystąpiło znaczniejsze wezbranie przy przepływie pomierzonym $Q_{pom} = 2,19 m^3/s$ – zbliżonym do $Q_{20\%}$. Wraz z pomiarem przepływu wykonano niwelację układu zwierciadła wody. Uzyskane rzędne wielkiej wody w poszczególnych przekrojach dolinowych pozwoliły na określenie następujących parametrów zestawionych w tabeli 2: powierzchni przekroju koryta F_k , zalewu F_z i całkowitej F_c , głębokości wody h_{pl} i h_{pp} w lewej i prawej płaszczyźnie rozdziału pomiędzy strefą zarośniętą i wolną od roślinności w korycie głównym oraz średnie na odcinkach spadki zwierciadła wody J . Wielkości chropowatości bezwzględnej k_s zostały przyjęte na podstawie pomiaru przepływu wykonanego wcześniej, gdzie brano pod uwagę poziom wody zbliżony do poziomu wody brzegowej. Należy zaznaczyć, że ze względów technicznych nie wykonano pomiarów w poszczególnych przekrojach poprzecznych. Wykonano tylko jeden pomiar przepływu w przekroju leżącym 50 m poniżej przekroju początkowego badanego odcinka.

Na podstawie danych z pomiarów terenowych przeprowadzono obliczenia porównawcze według trzech metod, omawianych uprzednio:

- Pasche-Rickerta (dalej określaną jako P–R, omówioną w pracy Kubraka 1995),
- Schrödera-Nudinga (S–N),
- Nudinga (N).

We wszystkich trzech metodach współczynnik oporu podłoża na terenie zalewowym był określany w odmienny sposób niż to podają autorzy powyższych metod. Zastosowano tu równania Temple'a (1)–(3), które pozwalają wyznaczyć współczynnik szorstkości Manninga n dla traw.

W obliczeniach przepustowości, prowadzonych oddzielnie dla koryta głównego i terenów zalewowych, uwzględniano wpływ interakcji na płaszczyźnie rozdziału pomiędzy strefą zarośniętą i wolną od ro-



P1–P7 przekroje dolinowe

- drzewo
- pojedynczy krzew
- zwarte zakrzewienia
- łąki
- ▤ obszar trzcin
- ▨ obszar nieużytków

skala 1:1000

RYСУNEK 2. Mapa fragmentu doliny rz. Głogówki

TABELA 1. Parametry roślinności wysokiej na podstawie danych niemieckich (Rickert 1986; Rouvé 1987)

Rodzaj roślinności	Wiek roślin	Średnica d_p [m]	Rozstawa [m] $a_x = a_z$
Trzcina	—	0,003–0,01	0,05–0,2
Zwarte zakrzewienia (np. wiklinowe)	jednoroczne	0,02–0,04	0,1–0,2
	wieloletnie	0,03–0,10	0,2–0,4
Pojedyncze krzewy	jednoroczne	2,0–3,5	3,0–10,0
	wieloletnie	> 3,5	3,0–10,0
Olcha	dwuletnia	0,02–0,04	0,75–3,0
	pięcioletnia	0,04–0,10	1,0–5,0
	starsza niż 5 lat	0,15–0,50	3,0–10,0
Drzewa innych gatunków	ponad 20 lat	0,50–1,0	5,0–20,0

TABELA 2. Charakterystyka przekrojów wielkiej wody rz. Głuskówki

Nr	F_k	U_k	h_{pl}	h_{pp}	F_z	F_c	k_s^*	J
	m ²	m	m	m	m ²	m ²	m	%
1	2,46	3,33	0,54	0,54	6,15	8,61	0,35	1,46
2	3,59	4,50	0,51	0,25	5,88	9,47	1,54	1,46
3	3,33	5,09	0,24	0,24	4,90	8,23	0,36	1,46
4	2,93	3,65	0,12	0,29	6,88	8,81	0,44	1,46
5	3,43	5,39	0,23	0,23	6,87	10,30	0,62	1,46
6	3,13	4,21	0,11	0,21	11,98	15,11	1,21	2,40
7	2,21	3,51	0,22	0,35	9,04	11,25	0,43	1,73
8	3,51	5,01	0,47	0,18	8,16	11,67	0,80	1,84
9	3,35	4,17	0,63	0,29	10,68	14,03	0,91	1,60
10	2,55	3,57	0,48	0,26	13,98	16,53	0,58	1,60
11	3,25	5,49	0,28	0,21	8,56	11,81	1,80	4,68
12	2,64	3,92	0,27	0,32	8,29	10,93	0,39	1,60
13	3,00	4,06	0,56	0,44	17,48	20,48	0,78	1,60
14	2,25	3,23	0,45	0,40	9,04	11,29	0,38	1,50

* Wartości przyjęte dla koryta głównego na podstawie pomiarów przy przepływie zbliżonym do wody brzegowej.

ślinności wysokiej. Jak wykazały wyniki obliczeń, na terenie zalewowym przy małych głębokościach wody i stosunkowo dużych współczynnikach oporu, wpływ interakcji można praktycznie pominąć. W warunkach rz. Głuskówki średnie głębokości wody na zalewie wynosiły 0,1–0,3 m, a współczynniki szorstkości powierzchni porośniętej trawą wynosiły $0,06\text{--}0,26\text{ m}^{-1/3}\cdot\text{s}$.

W przypadku obliczeń dla koryta głównego wpływ roślinności wysokiej jest wyraźny, przy czym, zależnie od metody obliczeniowej i warunków hydraulicznych w przekroju nie zawsze opory na płaszczyźnie rozdziału powodują zmniejszenie przepustowości koryta głównego. W tabeli 3 porównano wyniki obliczeń wykonanych trzema metodami dla przekrojów

TABELA 3. Wpływ chropowatości bezwzględnej k_s koryta głównego na przepływ obliczony różnymi metodami w wybranych przekrojach rz. Głuskówki

k_s	Q_{ko}	Metoda obliczeń					
		Pasche-Rickerta		Schrödera-Nudinga		Nudinga	
		Q_k	ΔQ_k	Q_k	ΔQ_k	Q_k	ΔQ_k
[m]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[%]	[m ³ /s]	[%]	[m ³ /s]	[%]
Przekrój nr 3							
0,05	4,02	3,04	-24,4	2,58	-35,8	3,90	-3,0
0,10	3,47	2,83	-18,4	2,49	-28,2	3,39	-2,3
0,20	2,92	2,54	-13,0	2,33	-20,2	2,88	-1,4
0,30	2,60	2,34	-10,0	2,19	-15,8	2,56	-1,5
0,40	2,37	2,18	-8,0	2,07	-12,7	2,34	-1,3
0,50	2,19	2,04	-6,8	1,97	-10,0	2,18	-0,5
0,60	2,05	1,93	-5,9	1,88	-8,3	2,04	-0,5
Przekrój nr 14							
0,05	2,87	1,65	-42,5	1,49	-49,5	2,70	-5,9
0,10	2,49	1,60	-35,7	1,49	-40,2	2,51	0,8
0,20	2,10	1,52	-27,6	1,48	-29,0	2,23	6,2
0,30	1,87	1,44	-23,0	1,46	-21,9	2,04	9,1
0,40	1,71	1,37	-19,9	1,42	-17,0	1,87	9,4
0,50	1,59	1,32	-17,0	1,38	-13,2	1,76	10,7
0,60	1,48	1,26	-14,9	1,34	-9,5	1,65	11,5

Q_{ko} – przepływ w korycie głównym przy pominięciu wpływu płaszczyzn rozdziału ($\lambda_p = 0$).

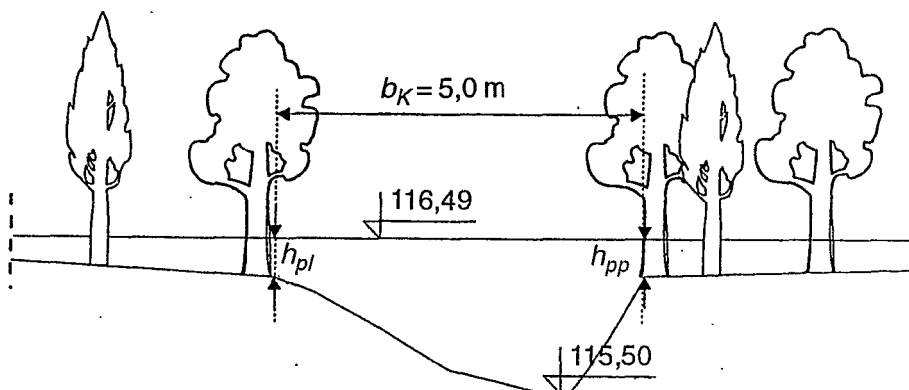
Q_k – przepływ w korycie głównym.

pokazanych na rysunku 3. Ponieważ wartości k_s dla koryta głównego zostały przyjęte do obliczeń (tab. 1) na podstawie wcześniej wykonanych pomiarów, sprawdzono również wpływ k_s na wyniki obliczeń. W tabeli 3 przez Q_{ko} oznaczono wielkość przepływu w korycie głównym, przy całkowitym pominięciu wpływu płaszczyzny rozdziału ($\lambda_p = 0$), Q_k jest przepływem przy uwzględnieniu oporów na płaszczyźnie rozdziału, ΔQ_k – zmianą przepustowości wyrażoną w procentach. Jak widać, według metody P-R i S-N opory na płaszczyźnie rozdziału zmniejszają przepustowość koryta głównego w obu przekrojach, przy czym w przekroju 14 to oddziaływanie jest większe niż w przekroju 3. Przyczyną tego są różnice w powierzchniach i obwodach zwilżonych płaszczyzn rozdziału. Przekrój 14 ma po-

wierzchnię o około 50% mniejszą od powierzchni przekroju 3; obwody zwilżone płaszczyzn rozdziału w stosunku do całkowitego obwodu zwilżonego koryta głównego stanowią odpowiednio: – w przekroju 3–9%, a w przekroju 14–26% całkowitego obwodu zwilżonego koryta. Występują również różnice w szorstkościach podłoża obszarów zarośniętych oraz w gęstości i rodzaju roślinności (rys. 3). Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że według metody S–N opory na płaszczyźnie rozdziału są nieco większe niż w metodzie P–R; wraz ze wzrostem wielkości k_s zmniejsza się wpływ płaszczyzn rozdziału na przepływ w korycie głównym.

Nieco odmienne od omówionych wyżej są wyniki obliczeń uzyskanych metodą N. W przekroju 3, praktycznie niezależnie od

Przekrój nr 3



zalew:

$n = 0,218 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$
 $d_p = 0,4 \text{ m}$
 $a_x = 3 \text{ m}, a_z = 2 \text{ m}$
 $b_z = 4,5 \text{ m}$
 $A_z = 1,23 \text{ m}^2$

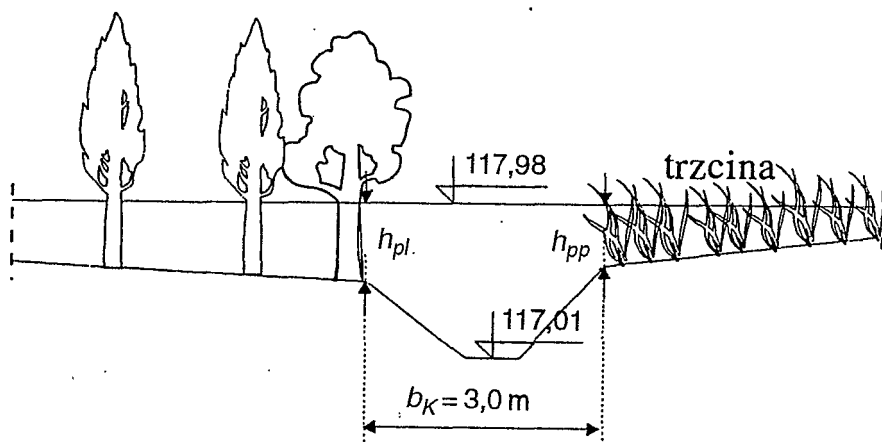
koryto główne:

$A = 3,33 \text{ m}^2$
 $U = 5,09 \text{ m}$
 $k_s = 0,36 \text{ m}$

zalew:

$n = 0,147 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$
 $d_p = 0,4 \text{ m}$
 $a_x = 4 \text{ m}, a_z = 2 \text{ m}$
 $b_z = 6 \text{ m}$
 $A_z = 0,85 \text{ m}^2$

Przekrój nr 14



zalew:

$n = 0,088 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$
 $d_p = 0,3 \text{ m}$
 $a_x = 3 \text{ m}, a_z = 2 \text{ m}$
 $b_z = 6 \text{ m}$
 $A_z = 2,36 \text{ m}^2$

koryto główne:

$A = 2,25 \text{ m}^2$
 $U = 3,23 \text{ m}$
 $k_s = 0,38 \text{ m}$

zalew:

$n = 0,22 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$
 $d_p = 0,005 \text{ m}$
 $a_x = 0,1 \text{ m}, a_z = 0,1 \text{ m}$
 $b_z = 35 \text{ m}$
 $A_z = 4,48 \text{ m}^2$

RYSUNEK 3. Wybrane przekroje poprzeczne koryta głównego rz. Głogówki

wartości k_s , redukcja przepływu w korycie głównym jest nieznaczna, natomiast w przekroju 14 wzrost k_s powoduje zwiększenie się przepustowości koryta. Jednoznaczna odpowiedź na pytanie: *która z metod jest właściwsza?* – jest trudne, szczególnie gdy nie posiadamy wyników pomiarów przepływu w analizowanych przekrojach. Z literatury (Chow Ven Te 1959; Rickert 1986) wynika, że po przekroczeniu wody brzegowej całkowity współczynnik szorstkości (oporu) koryta głównego w niektórych rzekach (przekrojach) maleje, a w innych wzrasta.

W tabeli 4 zestawiono wyniki obliczeń przepustowości koryta wielkiej wody w poszczególnych przekrojach rz. Głuskówki. Jak widać, wszystkie zastosowane metody obliczeniowe dają przepływ całkowity Q_c większy (z wyjątkiem jednego przypadku) od przepływu pomierzonego Q_{pom} . Spośród analizowanych metod najlepsze wyniki daje metoda S–N, według której średni błąd $\Delta Q_c = 16,2\%$. Przepływy całkowite

obliczone pozostałymi metodami dają następujące średnie błędy: metoda P–R – 21,1%, metoda N – 25,8%. Błędy obliczeń mogą wynikać zarówno z niedoszacowania parametrów wpływających na opory przepływu (np. gęstość zadarnienia, rozstawa drzew i krzewów oraz ich średnice) a także z zaniżonych oporów obliczanych analizowanymi metodami. Warto zwrócić uwagę na to, że największą część przepływu całkowitego stanowi przepływ w korycie głównym; średnio w poszczególnych metodach stanowił on: w metodzie P–R – 69%, metodzie S–N – 72%, a w metodzie N – 73% całkowitego przepływu obliczonego Q_c .

Wnioski

Z przeprowadzonych badań i analiz można wyciągnąć następujące wnioski:

1. Konieczne jest prowadzenie dalszych badań wpływu obszarów zarośniętych na opory przepływu.

TABELA 4. Przepływy obliczone różnymi metodami w przekrojach dolinowych rz. Głuskówki

Nr	Pasche-Rickerta				Schrödera-Nundinga				Nudinga			
	Q_k	Q_z	Q_c	ΔQ_c	Q_k	Q_z	Q_c	ΔQ_c	Q_k	Q_z	Q_c	ΔQ_c
	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[%]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[%]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[%]
1	1,54	0,93	2,47	12,5	1,94	0,75	2,69	22,7	1,98	0,81	2,79	27,4
2	1,67	0,71	2,38	9,0	1,84	0,68	2,52	14,7	1,83	0,72	2,55	16,3
3	2,24	0,30	2,54	15,9	2,12	0,28	2,40	9,6	2,42	0,28	2,70	23,6
4	2,25	0,39	2,64	20,5	1,87	0,38	2,25	3,0	2,29	0,38	2,67	21,9
5	1,95	0,51	2,46	12,6	1,86	0,51	2,37	8,3	1,95	0,51	2,46	12,5
6	1,97	0,78	2,75	25,9	1,92	0,77	2,69	22,5	2,03	0,77	2,80	27,6
7	1,50	1,15	2,65	21,3	1,38	0,89	2,27	3,7	1,62	1,03	2,65	20,9
8	2,19	0,68	2,87	31,2	2,17	0,56	2,73	24,7	2,27	0,57	2,85	30,0
9	1,89	1,02	2,91	33,1	2,22	0,81	3,03	38,1	2,05	0,83	2,88	31,1
10	1,56	1,02	2,58	17,8	1,57	1,01	2,58	17,5	1,75	1,01	2,76	25,9
11	1,81	1,15	2,96	34,8	1,86	0,95	2,81	28,2	1,90	0,96	2,86	30,3
12	1,79	0,66	2,45	12,1	1,75	0,58	2,33	6,1	2,17	0,58	2,75	25,6
13	1,82	0,20	3,02	37,6	1,75	1,06	2,81	28,3	2,09	1,07	3,16	44,0
14	1,39	1,05	2,44	11,5	1,43	0,77	2,19	0,0	1,91	0,81	2,72	24,1

Q_k – przepływ w korycie głównym; Q_z – przepływ po terenie zalewowym; Q_c – przepływ całkowity; $\Delta Q_c = (Q_c - Q_{pom}) / Q_{pom} \cdot 100\%$; $Q_{pom} = 2,19 \text{ m}^3/\text{s}$ – przepływ pomierzony.

2. Analizowane metody mogą być stosowane do obliczeń przepływu wód wielkich w korytach naturalnych, należy jednak się liczyć z pewnym zawyżeniem przepustowości. W warunkach rz. Głuskówki przepływy obliczone trzema metodami były większe od przepływu pomierzonego średnio o 16% do 26%:
- najmniejsze błędy uzyskano stosując metodę Schrödera-Nudinga a największe – Nudinga;
- stosunkowo najłatwiejsza, w zastosowaniu jest metoda Nudinga, najbardziej zaś skomplikowana – metoda Pasche-Rickerta;
- stosowanie analizowanych metod obliczeniowych wymaga dobrego rozpoznania warunków przepływu;
- przepływy obliczone dla koryta głównego rz. Głuskówki stanowiły około 70%, a przepływy przez teren zalewowy – około 30% przepływu całkowitego.

Literatura

- BAJKOWSKI S., KUBRAK J., POPEK Z. 1994: *Flow velocity and discharge in channel with compound cross section*. 5-th Conference "Problems of Hydroengineering". Prace Nauk. Inst. Geotechniki i Hydrotechniki Polit. Wroc. nr 67, seria Konferencje nr 34.
- CHOW VEN TE 1959: *Open channel hydraulics*. McGraw-Hill Book, New York.
- KUBRAK J., BAJKOWSKI S., POPEK Z., ŻBIKOWSKI A. 1995: *Zdolność przepustowa koryt o przekrojach złożonych, porośniętych roślinnością wysoką*. Przeg. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. SGGW z. 7.
- MERTENS M. 1989: *Zur Frage hydraulischer Berechnungen naturnahen Fließgewässer*. Wasserwirtschaft 79; z. 4.
- PASCHE E. 1984: *Turbolenzmechanism in naturnahem Fließgewässern und die möglichkeiten ihrer mathematischen Erfassung*. Mitteilungen Inst. für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Rheinische-Westfälische Technische Hochschule Aachen nr 52.
- RICKERT K. 1986: *Der Einfluss von Geholz auf die Lichtverhältnisse und das Abflussverhalten in Fließgewässern*. Mitteilungen Inst. für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaft, Wasserbau der Uni Hannover, Dissertation z. 61.
- ROUVE G. 1987: *Hydraulische Probleme beim naturnahen Gewässerbau*. Forschungsberichte, VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- TEMPLE D. M., ROBINSON K. M., DAVIS A. G. 1987: *Stability design of grasslined open channels*. US Dept. of Agriculture, Agriculture Handbook, nr 667.
- ŻBIKOWSKI A., SMOLUCHOWSKA A., ŻELAZO J. 1992: *Naturalna regulacja rzek – materiały pomocnicze do projektowania*. IMUZ, Mat. Instruktażowe 102, Falenty.

Summary

Different calculations methods of flow resistance caused by tall vegetation are presented. Those methods are used for discharge calculation in channel with flood plain overgrown by vegetation. The results of calculation by different methods are compared with measured discharge in small lowland's river.

Author's address:

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

Przepustowość koryt o przekrojach złożonych, porośniętych drzewami

Wstęp

Badania warunków hydraulicznych przepływu w korytach otwartych o przekrojach wielodzielnych są współcześnie prowadzone w wielu ośrodkach naukowych na świecie.

Skomplikowany obraz zjawiska przepływu w obszarze połączenia koryta głównego i terenów zalewowych upraszczamy w obliczeniach przez nieuwzględnianie wymiany pędu i masy strumienia między tymi częściami koryta powoduje, że wyniki obliczeń natężenia przepływu i wyniki pomiarów prowadzonych w naturze i na modelach istotnie się różnią.

Według licznych badaczy zasadniczą wadą obliczania natężenia przepływu w korytach otwartych na podstawie równania Chezy-Manninga polega na tym, że wykorzystywany w tym równaniu współczynnik szorstkości nie jest bezwymiarowy i niewłaściwie ujmując fizyczne procesy (Kubrak 1994). Z tego względu zaleca się stosowanie do obliczeń średniej prędkości przepływu w korycie równanie Darcy-Weisbacha:

$$v = \sqrt{\frac{8g}{\lambda} RJ} \quad (1)$$

gdzie:

v – średnia prędkość przepływu (m/s),

λ – bezwymiarowy współczynnik oporów przepływu,

g – przyspieszenie ziemskie (m/s²),

J – spadek hydrauliczny (–),

R – promień hydrauliczny (m).

Równanie (1) jest fizycznie lepiej uzasadnione od równania Manninga i wyprowadza się je bezpośrednio z równania ruchu. Wpływ szorstkości koryta w równaniu (1) uwzględnia bezwymiarowy współczynnik oporów λ .

Bretschneider i Schulz (1985) w celu uwzględnienia w obliczeniach przepustowości koryt wpływu występującej w korycie roślinności podzielili ją na niską, średnią i wysoką (rys. 1). Podstawę wspomnianego podziału roślinności stanowi przede wszystkim charakterystyka hydraulicznych warunków przepływu w przekroju, a nie wysokość roślin. Gdy głębokość przepływu jest dużo wyższa od wysokości roślin w przekroju, a rozkład prędkości w pionie jest zgodny z teorią warstwy granicznej, wtedy roślinność określa się jako niską. Roślinność wysoka i średnia zajmuje istotną część przekroju przepływu. Wzrost głębokości w przekroju zwiększa udział miejscowych strat energii wywołanych opływem roślinności, lecz już nie wpływa na wartość średniej prędkości przepływu. Dlatego też prędkość w pionie nie podlega logarytmiczne-

roślinność niska

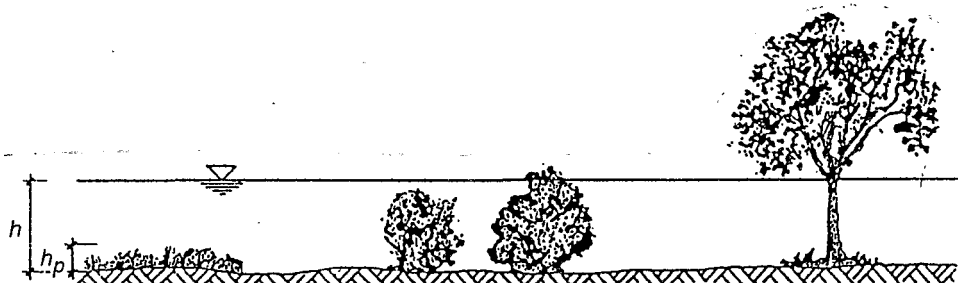
$$h_p \ll h$$

roślinność średnia

$$h_p \approx h$$

roślinność wysoka

$$h_p > h$$



RYSUNEK 1. Klasyfikacja roślinności wg Bretschneidera i Schulza (1985)

mu prawu rozkładu. Zauważyć więc warto, że zgodnie z podanymi określeniami trawa może być traktowana jako roślinność niska, średnia lub wysoka, w zależności od głębokości przepływu w przekroju. Drzewa natomiast są traktowane jako roślinność wysoka.

Opory przepływu w korytach z roślinnością składają się z oporów wywołanych roślinnością, jak i nieporośniętej roślinnością poboczniczy koryta. Dla określenia sumarycznego współczynnika oporów zakłada się, zgodnie z koncepcją Einsteina i Banksa, że bezwymiarowe współczynniki oporów przepływu w korytach sumują się, tzn.:

$$\lambda = \lambda_s + \lambda_v \quad (2)$$

gdzie:

λ – sumaryczny współczynnik oporów w przekroju koryta,

λ_s – współczynnik oporów części koryta bez roślinności,

λ_v – współczynnik oporów wywołany opływem roślinności.

Oznaczenia przyjęto jak w oryginalnych opracowaniach dotyczących omawianych zagadnień.

Współczynnik oporów koryta bez roślinności wyznacza się z zależności Colebroocka-White'a:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = 2,03 \log \left(\frac{2,51}{\text{Re} \sqrt{\lambda}} + \frac{k}{14,8 R} \right) \quad (3)$$

Jak wynika z prawa Colebroocka-White'a, opory przepływu zależą od liczby Reynoldsa i chropowatości względnej k/R . Wpływ liczby Reynoldsa na λ zmniejsza się wraz ze wzrostem jej wartości i chropowatości względnej.

W korytach rzek względna chropowatość koryta jest tak duża, że wpływ liczby Reynoldsa można pominąć. Dlatego upraszcza się ostatnie równanie do postaci:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = 2,03 \log \left(\frac{k}{14,8 R} \right) \quad (4)$$

Znane są wyniki systematycznych badań bezwymiarowych współczynników oporu λ w przewodach zamkniętych w zależności od chropowatości względnej k/R . Niewiele takich badań przeprowadzono dla koryt otwartych.

Lindner (1982) i Pasche (1984) podali sposób obliczeń natężenia przepływu w

korytach otwartych porośniętych roślinnością wysoką, oparty na bezwymiarowych współczynnikach oporów dla drzew λ_v i dla pobocznicy koryta λ_s bez roślinności. Podany sposób obliczeń Rickert (1988) nieco uprościł i przystosował do obliczeń inżynierskich.

Obliczanie natężenia przepływu w porośniętej drzewami części koryta

Przekrój poprzeczny koryta zostaje podzielony pionowymi płaszczyznami na części z drzewami i bez drzew (rys. 2). Czynny opór drzew oblicza się uwzględniając pole przekroju zajęte przez drzewa:

$$\lambda_v = \frac{4h_p d_p}{a_x a_y} C_{WR} \cos \alpha \quad (5)$$

gdzie:

h_p – wysokość zanurzonej części drzew [m],

d_p – średnica drzew [m],

a_x, a_y – odległości między drzewami w kierunku przepływu i kierunku poprzecznym do niego [m],

α – kąt nachylenia dna w kierunku poprzecznym do kierunku przepływu,

C_{WR} – bezwymiarowy współczynnik oporu dla opływu drzew.

Współczynnik oporów C_{WR} jest zależny od stosunku prędkości dopływającej V_i

do średniej prędkości przepływu w obszarze zarośniętym V_v , jak i wielkości fal na powierzchni powstałych przy opływie drzew:

$$C_{WR} = \left(1,1 + 2,3 \frac{d_p}{a_y} \right) \left(\frac{V_i}{V_v} \right)^2 + 2 \left(\frac{1}{1 - d_p/a_y} - 1 \right) \quad (6)$$

Pasche podał empiryczną zależność na względną prędkość wody dopływającej do drzewa V_i/V_v :

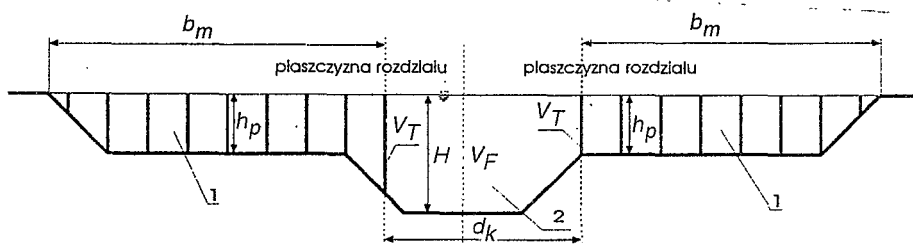
$$\left(\frac{V_i}{V_v} \right)^2 = 1,15 \left(\frac{a_{NL}}{a_x} \right)^{-0,48} + 0,5 \left(\frac{a_{NB}}{a_y} \right)^{1,1} \quad (7)$$

gdzie:

$$a_{NL} = 128,87 C_{W\infty} d_p$$

$$\cdot \left(1 + \frac{g a_{NL} J_E}{V_T^2/2} \right)^{-2,143} \quad (8)$$

$$a_{NB} = 0,24 a_{NL}^{0,59} (C_{W\infty} d_p)^{0,41} \quad (9)$$



RYСУNEK 2. Podział porośniętego drzewami przekroju koryta wykorzystywany w obliczeniach: 1 – obszar z drzewami, 2 – obszar bez drzew

gdzie:

a_{NL} i a_{NB} – długość i szerokość obszaru zakłóconego przez pojedyncze drzewo [m],

J_E – spadek hydrauliczny [–],

V_T – prędkość w płaszczyźnie rozdziału przekroju [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$].

Współczynnik oporu $C_{W\infty}$ określa opór pojedynczego drzewa. Jego zmienność podał Lindner w postaci równań:

$$C_{W\infty} = 3,07 \text{Re}_p^{-0,1680}$$

$$\text{dla } \text{Re}_p = \frac{V_v d_p}{\nu} < 800 \quad (10)$$

$$C_{W\infty} = 1,0$$

$$\text{dla } 800 \leq \text{Re}_p \leq 8000 \quad (11)$$

$$C_{W\infty} = 1,2$$

$$\text{dla } 8000 < \text{Re}_p < 10^5 \quad (12)$$

gdzie ν – współczynnik lepkości kinematycznej wody [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$].

Ze względu na wzajemne powiązanie przepływu w obszarze z drzewami z obszarem bez drzew (występowanie prędkości V_T we wzorze (8)), obliczenia rozpoczynają się od założenia wartości prędkości V_T w płaszczyźnie rozdziału obu obszarów i obliczenia zastępczej wysokości występow szorstkości w płaszczyźnie rozdziału ze wzoru:

$$k_T = 0,854 R_T \Omega \left(1,7 \frac{2 b_m}{b_k} \right)^{1,07} \quad (13)$$

gdzie:

R_T – promień hydrauliczny obszaru porośniętego drzewami ($R_T = h_p$) [m],

Ω – bezwymiarowy współczynnik porośnięcia,

b_m – szerokość strefy oddziaływania obszaru bez drzew na obszar z drzewami [m],

b_k – szerokość obszaru koryta głównego bez drzew [m].

Szerokość strefy oddziaływania obszaru bez drzew oblicza się z równania:

$$b_m = \frac{h_p}{\lambda_v (0,068 e^{0,56 c_T} - 0,056)} \quad (14)$$

gdzie:

e – podstawa logarytmu naturalnego,

c_T – bezwymiarowa prędkość w płaszczyźnie rozdziału obliczana ze wzoru:

$$c_T = -3,27 \lg \Omega + 2,85 \quad (15)$$

Współczynnik porośnięcia oblicza się ze wzoru:

$$\Omega = \left(0,07 \frac{a_{NL}}{a_x} \right)^{3,29} + \left(\frac{a_{NB}}{a_y} \right)^{0,95} \quad (16)$$

Prędkość występująca w płaszczyźnie rozdziału oblicza się ze wzoru:

$$V_T = \sqrt{\frac{\lambda_T}{8}} \cdot \sqrt{\frac{8 g R J_E}{\lambda}} \quad (17)$$

Następnie oblicza się współczynnik oporów przepływu λ_s w części przekroju wolnej od drzew i średni współczynnik oporów w całym korycie głównym:

$$\lambda = \frac{2 \lambda_v h_p + \lambda_s l_s}{2 h_p + l_s} \quad (18)$$

Końcowym krokiem obliczeń jest określenie średniej prędkości przepływu V_F w części przekroju wolnej od drzew i w płaszczyźnie rozdziału obu części przekroju V_T . Jeżeli obliczona prędkość V_T jest różna od przyjętej do obliczenia a_{NL} i a_{NB} , całość obliczeń należy powtórzyć, przyjmując wartość obliczoną V_T za jej kolejne przybliżenie.

Wyniki badań zdolności przepustowej koryta

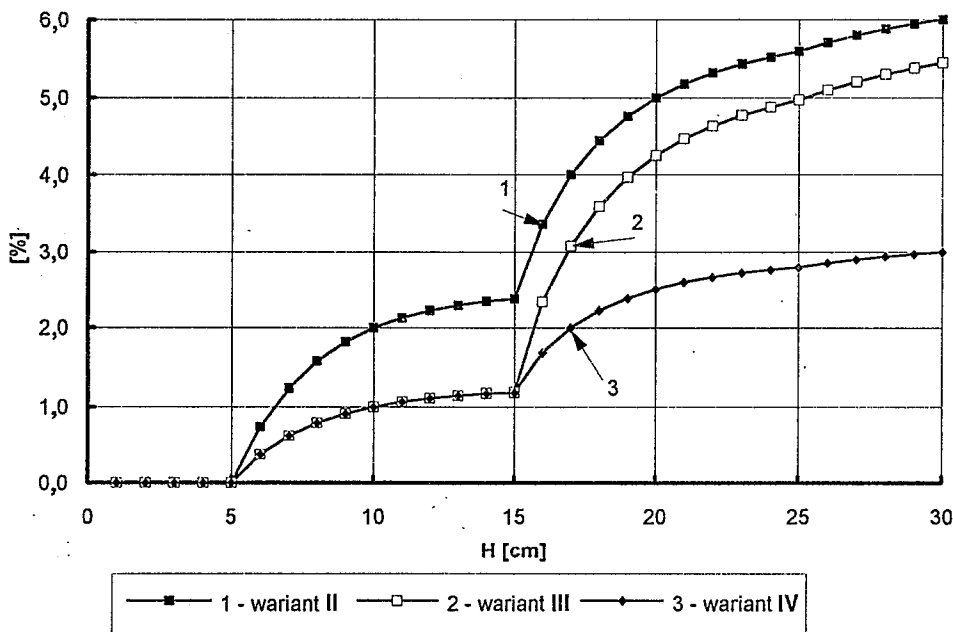
Stanowisko badawcze i metodykę badań opisano w artykule Bajkowskiego (1993). Przedmiotem badań było dwudzielne koryto trapezowe o spadku podłużnym dna i zalewów koryta 0,05%. Model koryta wykonano z betonu, a powierzchnie zagruntoowano farbą emulsyjną. Pojedyncze drzewa modelowano sztywnymi metalowymi rurkami o średnicy 8 mm, mocowanymi na modelu za pomocą drewnianych belek umieszczonych ponad korytem prostopadłe do jego osi. W trakcie badań zmieniano układy pionowych prętów dla różnych wariantów, zachowując jednakową zabudowę przekrojów poprzecznych na całej długości modelu koryta.

- W I wariantie badań przebadano zdolność przepustową koryta bez drzew (rys. 3a).
- W wariantie II regularnie rozmieszczono pręty imitujące drzewa rozstawione

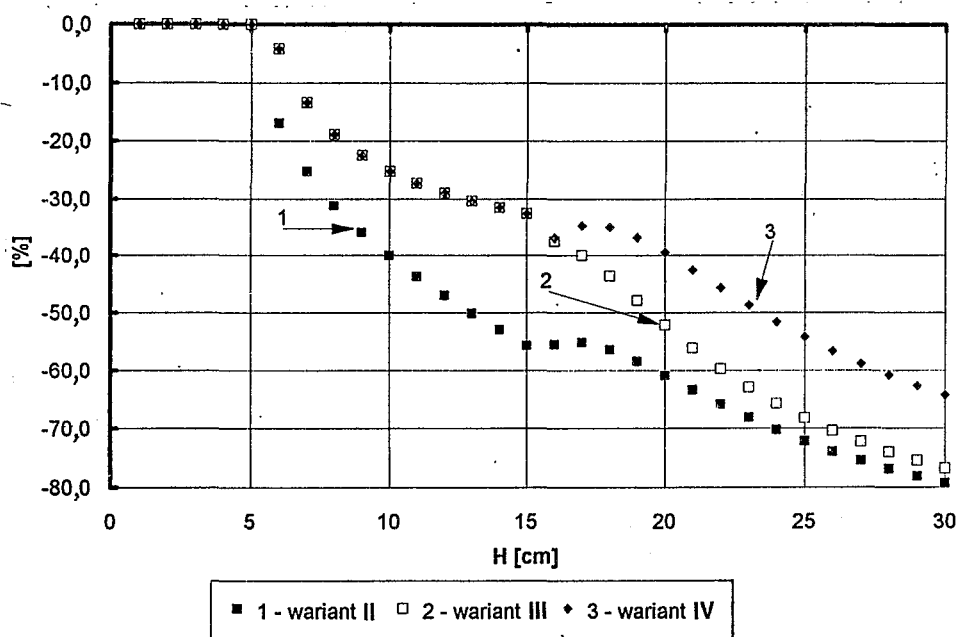
w oczkach siatki 10 x 10 cm, obejmującej tereny zalewowe i części koryta głównego (rys. 3b). Na całym modelu rozmieszczono w 161 przekrojach 2898 prętów.

- W wariantie III z ogólnej liczby 18 prętów w przekroju poprzecznym usunięto po jednym pręcie z prawej skarpy koryta głównego (rys. 3c).
- W wariantie IV usunięto wszystkie pręty z prawej strony modelu (rys. 3d).

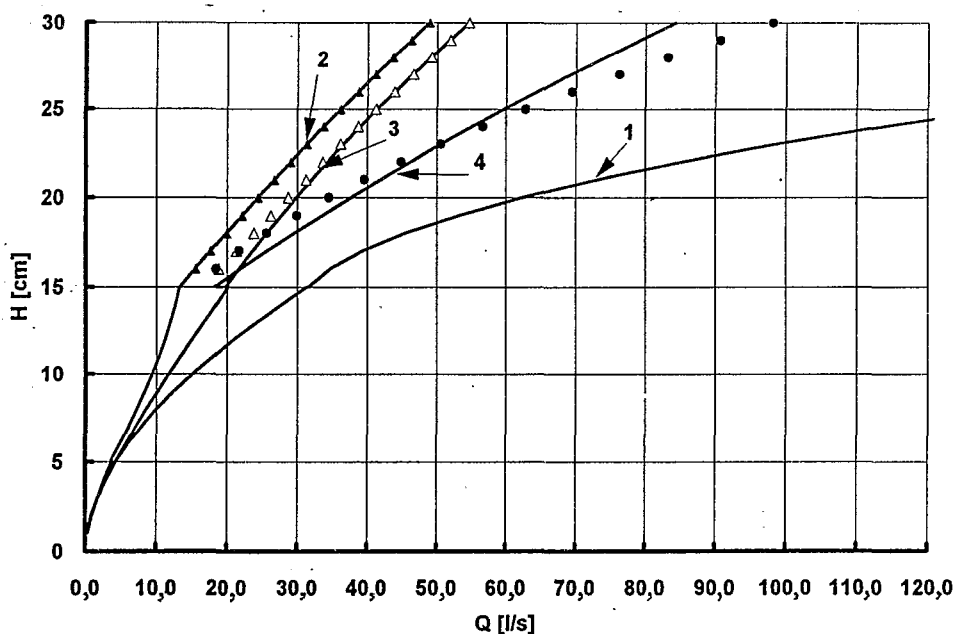
Zmianę stopnia przesłonięcia przekroju poprzecznego koryta drzewami, obliczane-go jako stosunek powierzchni przekroju zajętej przez drzewa do powierzchni całego przekroju dla wariantu II, III i IV pokazano na rysunku 4. Na rysunku 5 pokazano procentowe zmniejszenie pomierzonych natężeń przepływu w wariantie II, III i IV, w stosunku do wyników pomiaru w wariantie I. Wyniki badań i obliczeń zdolności przepustowej koryta dla wspomnianych wariantów przedstawiono na rysunku 6.



RYSUNEK 4. Zmiana stopnia przysłonięcia przekroju poprzecznego koryta drzewami



RYSUNEK 5. Stopień zmniejszenia natężenia przepływu w korycie przy sztucznej zabudowie przekroju drzewami w stosunku do wariantu 1 bez drzew: 1 – wariant II, 2 – wariant III, 3 – wariant IV



RYSUNEK 6. Zestawienie pomierzonej i obliczonej zdolności przepustowej koryta: 1 – krzywa z badań wariantu I, 2 – krzywa z badań wariantu II, 3 – krzywa z badań wariantu III, 4 – krzywa z badań wariantu IV (punktami naniesiono wartości z obliczeń)

Podsumowanie

Wyniki obliczeń zdolności przepustowej porośniętego koryta pokazane na rysunku 6 dla wariantu II i III są zgodne z wynikami pomiarów. Największe rozbieżności wyników obliczeń i pomiarów występują w wariancie 4. Obliczane tu natężenia przepływu różnią się w stosunku do pomierzonych w analizowanym zakresie zmian głębokości w korycie do 15%. Różnice między obliczanymi i mierzonymi wartościami natężenia przepływu w poszczególnych wariantach rosną wraz ze zmniejszaniem się powierzchni wielodzielnego przekroju koryta pokrytej drzewami. Oznacza to potrzebę dalszego doskonalenia istniejących metod obliczania natężenia przepływu w korytach wielodzielnych bez roślinności.

Literatura

- BAJKOWSKI S., KUBRAK J. 1993: *Badania modelowe warunków przepływu w korytach wielkich wód*. Materiały XIII Ogólnopolskiej Szkoły Hydroauliki, Gdańsk.
- BAJKOWSKI S., KUBRAK J., POPEK Z. 1994: *Flow velocity and discharge in channel with compound cross section*. Problems of Hydroengineering, 5-th Conference Wrocław.
- BRETSCHNEIDER H., SCHULZ A. 1985: *Anwendung von Fließformeln bei naturnahem Gewässerausbau*. DVWK-Schriften 72, Paul Parey, Hamburg-Berlin.
- KUBRAK J. 1994: *Przykłady obliczania natężenia przepływu w korytach gładkich o złożonych przekrojach poprzecznych*. Gospodarka Wodna nr 6.
- LINDER K. 1982: *Der Strömungswiderstand von Pflanzenbeständen*. Mitteilungen aus dem Leichtweiss – Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, H. 75.
- PASCHE E. 1984: *Turbulenzmechanismen in naturnahen Fließgewässern und die Möglichkeit ihrer mathematischen Erfassung*. Dysertacja RWTH, Aachen.
- RICKERT K. 1988: *Hydraulische Berechnung naturnaher Gewässer mit Bewuchs*. DVWK-Fortbildung, H. 13.

Summary

Assessment of discharges in channels with compound cross-section overgrown by trees. The results of laboratory investigations and calculated discharges in a channel with compound cross section either overgrown by tall vegetation are presented. The comparison showed considerable convergence with measured values.

Author's address:

J. Kubrak, S. Bajkowski, Z. Popek, A. Żbikowski
Warsaw Agricultural University – SGGW
ul. Nowoursynowska 166
02-787 Warszawa
Poland

Władysław ROGIŃSKI

Katedra Budownictwa Wiejskiego SGGW

Ewa JASIŃSKA

Zakład Inżynierii Sanitarnej i Ochrony Środowiska
WBiMR Politechniki Warszawskiej w Płocku

Badania procesów biologicznych przerabiania bioodpadów w systemie zwielokrotnionego kompostowania

Wstęp

Intensyfikacja produkcji polowej spowodowała konieczność stosowania nawożenia mineralnego. Duża efektywność takiego nawożenia ukształtowała przeświadczenie o podrzędnej roli nawozów organicznych w produkcji roślinnej. Badania wykazały, że stosowanie tylko nawozów mineralnych dostarczających azot, fosfor i potas zmusza rośliny do pobierania z gleby pozostałych składników (mikroelementów) niezbędnych do życia i plonowania. Toteż często zdarza się, że w glebie może występować niedobór tych składników, co ujawnia się w stagnacji plonów oraz pogorszeniu się pokarmowej jakości roślin.

Wzbogacenie gleby w związki próchniczne jest trudne. Aby próchnica mogła powstać, trzeba nie tylko dostarczyć materiału organicznego w postaci obornika, nawozów zielonych bądź kompostu, ale należy stworzyć korzystne warunki wodne i powietrzne, które nie powodowałyby zbyt szybkiego rozkładu próchnicy. Tak więc wykorzystanie bioodpadów powstających w gospodarstwach wiejskich do wytwarzania obornika i kompostu jest wysoce zasadne ze względu na ich wartość nawozową i pozytywny wpływ na glebę, a także na ochronę środowiska.

W wielu gospodarstwach zajmujących się produkcją roślinną i zwierzęcą powstają duże ilości odpadów (Wasiak, Siuta 1991). Odpady te należy więc wykorzystać jako surowiec do produkcji obornika i kompostu. W gospodarstwach przy chowie bezściółkowym w splawianej wodą gnojowicy nie występują procesy termiczne, co powoduje przeżywanie w niej wielu drobnoustrojów także patogennych i różnych larw pasożytów. W źle przechowywanej gnojowicy, przy nie kontrolowanej fermentacji powstają produkty o szkodliwym działaniu ubocznym (Nebikier 1973).

Kombinowane stosowanie bioodpadów z gnojowicy w formie kompostu jest najkorzystniejszym sposobem nawożenia organicznego, gdyż następuje biotermiczne odkażenie gnojowicy, a część azotu rozpuszczonego w gnojowicy zostaje okresowo unieruchomiona i nie podlega wymywaniu w głąb gleby (Kutera 1977, 1994). Sama gnojowica jest nawozem organicznym o dużej zawartości substancji nawozowych, ma jednak niezbyt korzystny stosunek węgla do azotu, fosforu, potasu (Ratyński 1974). Bioodpady z gospodarstw wiejskich stanowią o strukturze kompostu. Zawarte w nich substancje organiczne ulegają wolnemu rozkładowi biochemicznemu w czasie kompostowania.

Celem podjętych badań było ustalenie przydatności bioodpadów z gospodarstw wiejskich i gnojowicy do produkcji kompostu w warunkach sztucznych. Wyniki tych badań posłużą do wdrożenia nowej technologii utylizacji bioodpadów i gnojowicy.

Zakres pracy obejmował badania procesów zwielokrotnionego kompostowania bioodpadów i gnojowicy w komorach zamkniętych w możliwie optymalnych warunkach. Podstawowe elementy badawcze to: czas trwania procesu, temperatura powietrza i masy kompostowej, odczyn pH mieszaniny, objętość dozowanego powietrza, wilgotność surowego kompostu oraz stosunek węgla do azotu.

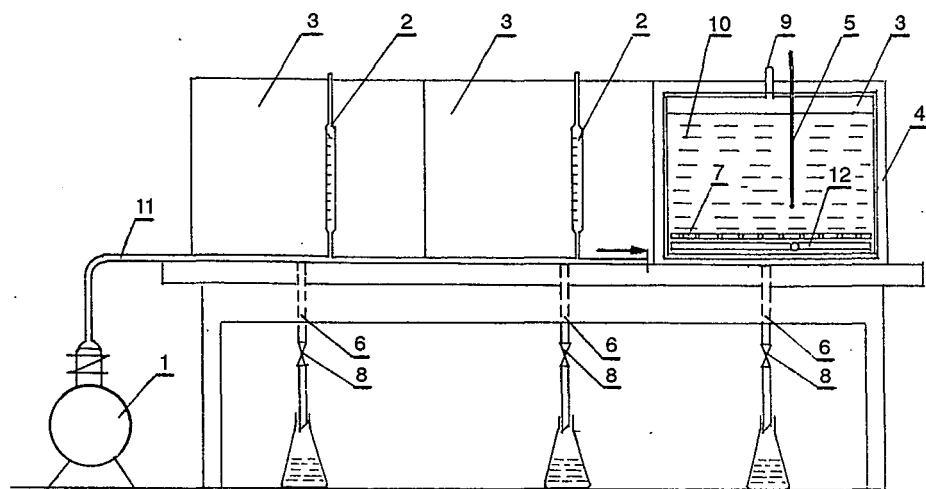
Metodyka badań

Badania zwielokrotnionego wytwarzania kompostu z bioodpadów zagrodowych i gnojowicy prowadzone są w Filii Politechniki Warszawskiej w Płocku (por. stanowisko badawcze rys. 1). Użyto do tego celu

komór zamkniętych, tzw. bioboksów z wymuszonym przewietrzaniem i pełną kontrolą powietrza odbieranego z tej komory. Przewietrzanie odbywa się przez perforowaną podłogę. Gnojowica użyta do badań pobierana była z fermy w Łącku, która posiadała duże uwodnienie (s.m. = 1,47%). Wielkość cząsteczek niestrawionej paszy oraz kału wynosiła 0,5–30 mm.

Bioodpady były dobrze wysuszone, pochodziły z gospodarstwa oddalonego 20 km od Płocka, nie były więc zanieczyszczone bezpośrednio przez przemysł. Gnojowica i bioodpady zagrodowe użyte do kolejnych serii doświadczeń były pobierane z tych samych miejsc. Kompostowanie przebiegało trójstopniowo.

Etap I. Gnojowicę w poszczególnych próbach mieszano z bioodpadami w różnych proporcjach (tab. 1). Bioodpady odpowiednio pocięto (tab. 1), zalewano gnojowicą i mieszano, następnie odpowiednio zagęszczano i komorę zakrywano. Po stwierdzeniu zainicjowania procesu



RYСУNEK 1. Schemat stanowiska badawczego: 1 – sprężarka, 2 – rotametr, 3 – komora kompostowa, 4 – ocieplenie, 5 – termometr, 6 – odpływ odcieku, 7 – ruszt podtrzymujący, 8 – zawór odcinający, 9 – odpowietrzenie, 10 – zagęszczona masa kompostowa, 11 – przewód doprowadzający powietrze do komór kompostowych, 12 – przewód napowietrzający komorę kompostową

TABELA 1. Program badań zwielokrotnionego kompostowania bioodpadów zagrodowych i gnojowicy trzody chlewnej

Seria badań	Skład masy kompostowej		Charakterystyka							
	gnojowica	bio- odpady	gnojowica od trzody chlewnej							
	[l]	[kg]	BZT ₅ [mg/dm ³ O ₂]	pH	CHZT [mg/dm ³ O ₂]	sucha masa [mg/dm ³]	N _{og} [mg/dm ³]	P ₂ O ₅ [mg/dm ³]	K ₂ O [mg/dm ³]	CaO [mg/dm ³]
nr 1 1.07–27.07.94	11	5,7	7040	7,8	11 440	14 680	2840	2300	2200	809
	masa zagęszczona g = 405 kg/m ³									
nr 2 1.07–27.07.94	11	5,6	7040	7,8	11 440	14 680	2840	2300	2200	809
	masa zagęszczona g = 401 kg/m ³									
nr 3 1.07–27.07.94	11	5,7	7040	7,8	11 440	14 680	2840	2300	2200	809
	masa zagęszczona g = 405 kg/m ³									
nr 1 1.08–27.08.94	11	5,6	7492	7,7	12 176	14 520	2640	2500	2600	943
	masa zagęszczona g = 401 kg/m ³									
nr 2 1.08–27.08.94	11	5,7	7492	7,7	12 176	14 520	2640	2500	2600	943
	masa zagęszczona g = 401 kg/m ³									
nr 3 1.08–27.08.94	11	5,7	7492	7,7	12 176	14 520	2640	2500	2600	943
	masa zagęszczona g = 401 kg/m ³									

Wszystkie bioodpady zagrodowe były pocięte na 2–2,5 cm i wysuszone do wilgotności około 8%. Masa kompostowa w trakcie całej serii zwielokrotnionego kompostowania była wstępnie wymieszana, polewana gnojowicą, ubijana i napowietrzana. W I etapie użyto 11 l gnojowicy, w II etapie dodano 4 l gnojowicy i odciek z I etapu, w III etapie dodano 5 l gnojowicy i odciek z II etapu. Razem użyto 20 l gnojowicy. Po 28 dniach masa kompostowa zostaje przerzucona na pryzmę kompostową i tam dalej zachodzi proces kompostowania. Pryzma podlewana jest codziennie gnojowicą w celu sprawdzenia jej chłonności.

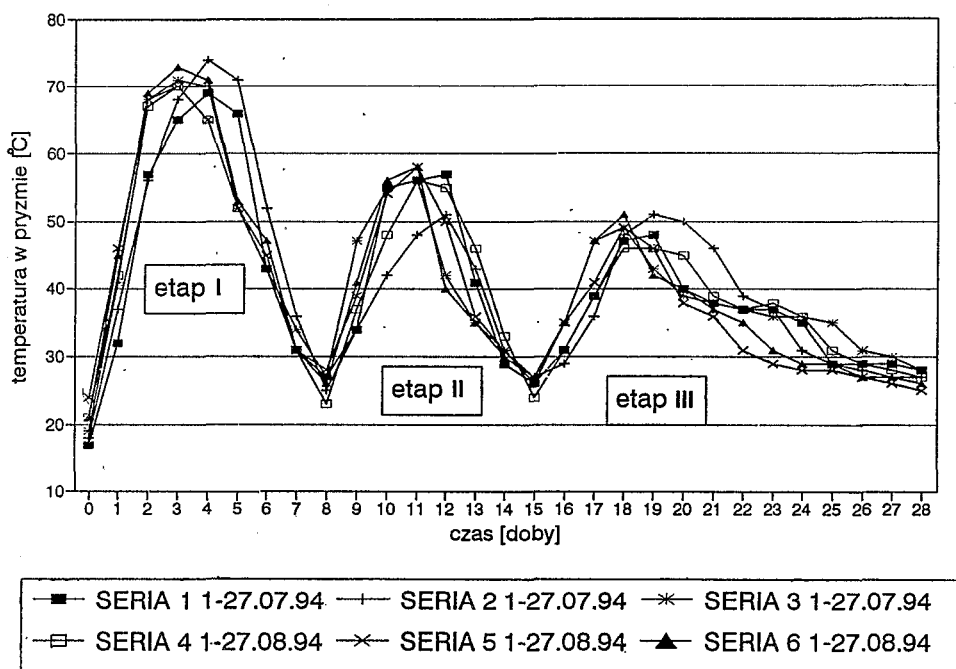
termicznego, masę kompostowaną napowietrzano.

W momencie gdy temperatura w komorze zaczynała się obniżać, masę przetrzucano. Proces ten powtarzano do chwili, gdy po przetrzuceniu masy nie następował wzrost temperatury (rys. 2). Nadmiar gnojowicy nie wchłonięty przez bioodpady odprowadzany był z komory do zlewki. Po zakończeniu procesów termicznych w komorze (tab. 1) odciek był wykorzystany do utrzymania odpowiedniej wilgotności masy kompostowej. W masie kompostowej badano: temperaturę, wilgotność, suchą masę, odczyn i ilość dostarczonego powietrza. Gnojowica dodawana do kompostu miała za zadanie utrzymanie odpowiedniej ilości wilgotności, substancji pokarmowych, takich jak azot, fosfor, potas, a przy podwyższonej temperaturze uległa termicznemu odkażeniu. Czas trwania tego etapu wynosi około 7 dni (rys. 2).

Etap II. Masę kompostową zalewano powtórnie gnojowicą, mieszano następnie odpowiednio zagęszczano i komorę powtórnie zamykano. Do komory dostarczano również powietrze po stwierdzeniu zainicjowania procesu termicznego. W momencie spadku temperatury w komorze masę przetrzucano i proces ten powtarzano do chwili, gdy po przetrzuceniu masy nie następował wzrost temperatury. Kompostowanie bioodpadów w etapie drugim trwa także 7 dni (rys. 2).

Etap III. Czynności wykonywane są podobnie jak w etapie II, tylko czas trwania tego etapu wynosi 12–14 dni (rys. 2). Cały proces zwielokrotnionego kompostowania słomy żytniej i gnojowicy w komorach zamkniętych przebiega 26–28 dni.

Analizy fizykochemiczne gnojowicy prowadzono zgodnie z normami krajowymi i resortowymi, a oznaczenia fizykoche-



RYСУNEK 2. Zmiany temperatury podczas kompostowania słomy żytniej i gnojowicy

miczne wykonano metodami według polskich norm. Uzyskane wyniki zebrano i opracowano do celów statystycznych zgodnie z ogólnie przyjętymi metodami.

Wyniki

Z analizy wyników uzyskanych w czasie badań (tab. 2) wynika, że wstępne zwielokrotnione kompostowanie bioodpadów zagrodowych z gnojowicą w zamkniętych komorach kompostowych zmienia te odpady w surowiec, który po okresie dojrzewania (8–14 tygodni) jest cennym nawozem organicznym. W procesie zwielokrotnionego kompostowania temperatura w przyźmie podniosła się do 73°C w etapie pierwszym, 58°C w etapie drugim i 51°C w etapie trzecim (rys. 2, tab. 2), co wskazuje że nastąpiło odkażenie surowców i jednocześnie został przyspieszony rozkład substancji organicznej w komorze.

W trakcie zwielokrotnionego kompostowania odczyn masy przerabianej był zasadowy, wynikał on z przemian azotu zawartego w dużej ilości w gnojowicy. W badaniach skoncentrowano się na przebiegu w czasie 26–28 dni procesu termicznego w bioboksie. Maksymalna wartość temperatury w przyźmie wynosiła 73°C w etapie I, 58°C w II i 51°C w III. Podczas tego kompostowania w warunkach optymalnych rozkład substancji organicznej jest uzależniony od charakterystyki materiałów jakim jest bioodpad zawierający celulozy i ligniny, które są trudno rozkładalne.

Analizując sposób przygotowania masy do kompostowania można stwierdzić, że aby uzyskać temperaturę odpowiednio wysoką, czyli 51–73°C, która zapewnia pasteryzację materiału kompostowanego, należy biomasę zagęścić przez ubicie do około 400 kg/m³. Powoduje to małe straty ciepła i jednocześnie szybki wzrost temperatury. Ubita masa kompostowa wymaga ciągłego napowietrzania, aby zachodził proces rozkładu węglowodanów i związany z tym wzrost temperatury. Przy napowietrzaniu wynoszącym 0,09–0,12 dm³/g s.m.*h

mineralizacja rozkładanej substancji organicznej powodowała wzrost temperatury do 73°C po 3 dniach kompostowania w etapie I, 58°C w etapie II i 51°C w III, przy wilgotności masy kompostowanej wynoszącej około 78–80%. Wilgotność ta jest korzystna, ponieważ wykorzystana tu chłonność słomy wynosząca 257% nie wpływa jeszcze ujemnie na przebieg procesu (tab. 1).

Gnojowica, która nie została wchłonięta przez sieczkę, odciekła z przyźmy i miała podwyższoną temperaturę. Temperatura odcieku wynosiła 70°C, przy temperaturze w przyźmie 73°C, toteż nastąpiło jej całkowite odkażenie. Odciek charakteryzował się zmniejszeniem BZT₅ w porównaniu z gnojowicą użytą do kompostowania o 21,45%, zawartość suchej masy uległa również zmniejszeniu o 58,2%, ilość amoniaku w odcieku zredukowana została o 69%, odczyn odcieku był lekko zasadowy. Te dane świadczą o przydatności odcieku do nawadniania pól uprawnych, bez obawy skażenia środowiska przyrodniczego. Charakter odcieku pozwala na nawadnianie pól w odpowiednich dawkach za pomocą deszczowni, bez obawy zatykania dysz zraszaczy.

Przeprowadzone badania nad efektywnością zwielokrotnionego kompostowania bioodpadów zagrodowych i gnojowicy od trzody chlewnej, pozwoliły na zapoznanie się z dynamiką procesu kompostowania wstępnego, jak i zjawiskiem termicznego odkażania substratów. Dały również możliwość opracowania optymalnych warunków prowadzenia zwielokrotnionego procesu i pozwoliły na wyjaśnienie odcieku. W następstwie przeprowadzonych badań laboratoryjnych i uzyskanych wyników można sformułować następujące wnioski.

Wnioski

1. W toku badań udowodniono słuszność postawionej tezy, że gnojowicę i bioodpady zagrodowe można wspólnie kompostować, gdzie w wyniku procesów termicznych cała masa kompostowana ulega wyjałowieniu. Znajdujące się w gnojowicy

TABELA 2. Przebieg zwielokrotnionego kompostowania bioodpadów zagrodowych i gnojowicy trzody chlewnej (między 3 a 6 dniem każdego etapu)

Składnik	Etap	Czas trwania procesu (dni)											
		seria nr 7 1.07–27.07.94		seria nr 8 1.07–27.07.94		seria nr 9 1.07–27.07.94		seria nr 10 1.08–27.08.94		seria nr 11 1.08–27.08.94		seria nr 12 1.08–27.08.94	
		zakres zmienności	wartości średnie	zakres zmienności	wartości średnie	zakres zmienności	wartości średnie	zakres zmienności	wartości średnie	zakres zmienności	wartości średnie	zakres zmienności	wartości średnie
pH	I	7,4–7,8	7,6	7,4–7,8	7,6	7,4–7,8	7,6	7,6–8,0	7,8	7,6–8,0	7,8	7,6–8,0	7,8
	II	7,4–7,8	7,6	7,4–7,8	7,6	7,4–7,8	7,6	7,6–8,0	7,8	7,6–8,0	7,8	7,6–8,0	7,8
	III	7,4–7,8	7,6	7,4–7,8	7,6	7,4–7,8	7,6	7,6–8,0	7,8	7,6–8,0	7,8	7,6–8,0	7,8
Temperatura [°C]	I	65–69	68	68–74	72	68–71	70	67–70	68	68–70	69	69–73	72
	II	55–57	56	56–57	57	55–56	55	48–56	55	54–58	56	56–58	57
	III	47–48	48	48–51	50	47–49	49	39–46	45	46–49	48	47–51	50
Wilgotność [%]	I	76,8–77,6	77,2	77,9–78,3	78,1	79,0–79,4	79,2	79,7–80,6	80,2	78,3–79,5	78,9	79,5–80,5	80
	II	78,3–79,7	78,9	78,1–78,9	78,5	79,7–80,6	80,2	78,9–79,7	79,7	79,1–80,1	79,6	79,1–79,9	79,5
	III	77,9–79,7	79,7	77,9–79,3	78,6	79,5–80,5	80	79,7–80,5	80,1	79,2–80,2	79,7	79,2–80,2	79,7
Ilość powietrza [dm ³ g s.m.h ⁻³]	I	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1
	II	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1
	III	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1	0,096–0,102	0,1
Sucha masa organiczna [g/kg]	I	94,78–95,32	95,05	95,12–95,96	95,54	94,94–94,08	94,51	95,66–94,94	95,13	95,98–95,04	94,51	95,68–95,12	95,4
	II	93,96–94,62	94,29	94,15–94,85	94,5	93,92–93,14	93,53	94,72–94,14	94,43	94,52–94,02	94,27	94,96–94,58	94,77
	III	92,64–94,32	93,48	93,12–93,88	93,5	92,84–93,16	93	93,52–94,02	93,77	93,92–93,46	93,69	93,62–94,08	93,85
Sucha masa [g/kg]	I	200–204	202	206–212	209	206–208	204	204–212	208	208–212	210	198–206	202
	II	184–190	187	187–193	190	184–188	185	194–198	196	190–198	194	187–193	190
	III	165–173	181	186–190	188	172–180	176	175–179	177	174–176	175	172–176	174
Temperatura otoczenia [°C]	I	27–34	30,5	27–34	30,5	28–34	31	28–34	31	28–34	31	28–34	31
	II	27–34	30,5	27–34	30,5	28–34	31	28–34	31	28–34	31	28–34	31
	III	27–34	30,5	27–34	30,5	28–34	31	28–34	31	28–34	31	28–34	31

chorobotwórcze drobnoustroje giną, gdyż podwyższona temperatura działa jak podczas pasteryzacji.

2. Dla uzyskania optymalnych warunków prowadzenia procesu wskazane jest cięcie bioodpadów na kawałki maksymalnej długości 25 mm oraz wstępne mieszanie ich z gnojowicą; pozwala to uzyskać wysoką wilgotność bioodpadów, potrzebną do szybkiego prowadzenia wstępnego kompostowania.

3. Optymalne prowadzenie procesu wstępnego kompostowania jest możliwe po zagęszczeniu pociętej masy około 400 kg/m³, utrzymaniu wilgotności w granicach 78% i doprowadzeniu powietrza w ilości 0,09–0,12 dm³/g s.m.*h.

4. Po 3–6 dniach w każdym etapie kompostowania w komorach zamkniętych sucha masa organiczna uległa obniżeniu o 1,91% w etapie I, o 0,89% w II i o 1,34% w III, co świadczy o tym, że uzyskany kompost wymaga dalszego dojrzewania w otwartych przyzmach jeszcze 8–14 tygodni.

5. Odciek uzyskiwany w procesie wstępnego kompostowania jest wyjąłowany. W porównaniu do gnojowicy nie oczyszczonej. W odcieku zawartość suchej masy jest mniejsza o ponad 55%, a amoniaku 63%, co wskazuje, że jest to dobry surowiec do nawadniania pól, jak również eliminuje kłopoty wynikające z magazynowania i rozpraszania gnojowicy na pola

w porównaniu z surową gnojowicą. Badanie procesu zwielokrotnionego kompostowania pozwala na zmniejszenie odcieku około 70%.

Literatura

- KUTERA J. 1977: *Wykorzystanie odchodów zwierzęcych z ferm dla celów rolniczych*. Bud. Roln. 10; 9–10.
- NEBIKER H. 1973: *Nowa metoda przygotowania nawozu płynnego*. ETH Sissach. Szwajcaria. Tłum. z niem. IMER XLVII, 254.
- RATYŃSKI K. 1974: *Ocena możliwości rolniczego wykorzystania gnojowicy*. Zielona Góra.
- ROGIŃSKI W., JASIŃSKA E. 1994a: *Jak gospodarować odpadami w zagrodzie wiejskiej*. Przeg. Tech. Rol. i Leś. 1; 26.

Summary

Research on biological processes of modifying of bio-debris in multiplied composting systems. The paper presents the research on efficiency of multiplied composting of swine slurry with bio-waste materials formed in farmstead. The time of process continuation, the temperature of air and compost mass, the pH reaction, the volume of added air, as well as humidity of raw compost have been tested. Alkalinity of multiplied composting bio-debris and slurry have been proved in research procedure.

Author's address:

W. Rogiński, E. Jasińska
Warsaw Agricultural University – SGGW
ul. Nowoursynowska 166
02-787 Warszawa
Poland

O kształtowaniu się warunków meteorologicznych w warstwie przygruntowej powietrza

Wprowadzenie

Szczegółowe badania pionowego zróżnicowania warunków meteorologicznych w warstwie przygruntowej powietrza są obecnie możliwe dzięki wprowadzeniu do pomiarów automatycznych stacji meteorologicznych. Dzięki połączeniu głównego rejestratora stacji meteorologicznej z komputerem, gromadzenie i przetwarzanie danych jest możliwe nawet w jednominutowym kroku czasowym. Umożliwia to badania dynamiki zmian głównych elementów meteorologicznych w przebiegu dobowym i z dnia na dzień. Do niedawna było to związane ze znacznie większymi trudnościami.

Pojęcie warstwy przygruntowej w troposferze jest rozmaicie interpretowane, zależnie od celu badań, i może dotyczyć warstwy troposfery o grubości od kilkuset metrów do 3000 m, licząc od powierzchni ziemi (do tej wysokości sięgają dobowe zmiany ruchów powietrza). W mikroklimatologii przez pojęcie warstwy przygruntowej rozumie się warstwę powietrza do wysokości 2 m n.p.g., a pomiary meteorologiczne wykonywane na wysokości 2 m są reprezentatywne w terenie płaskim, w promieniu wielu kilometrów od miejsca pomiaru (w przypadku temperatury w promieniu 50 km). Stwierdzono bowiem, że na wysokości 2 m powietrze jest już dostatecznie wymieszane w wyniku występowania

ruchów turbulentnych, konwekcyjnych i wiatru (Chromow 1973).

W niniejszym opracowaniu przedstawione zostaną wyniki badań pionowego zróżnicowania temperatury i wilgotności powietrza oraz prędkości wiatru w warstwie od powierzchni ziemi do wysokości 24 m, na podstawie pomiarów wykonywanych za pomocą automatycznej stacji meteorologicznej SGGW w Warszawie-Ursynowie. Badania warunków meteorologicznych w warstwie powietrza o tej grubości są celowe głównie ze względu na zachodzące tu zjawiska wymiany energii i masy między podłożem i atmosferą, decydujące o mało- i wielkoskalowych ruchach powietrza, a także z punktu widzenia potrzeb mikroklimatologii, bioklimatologii, rozprzestrzeniania zanieczyszczeń, budownictwa mieszkaniowego i przemysłowego.

Metody badań

Stacja meteorologiczna SGGW w Warszawie-Ursynowie położona jest na terenie płaskim o rzadkiej, niskiej i średniej zabudowie. Klatka meteorologiczna standardowa jest zlokalizowana w odległości 30 m od parterowego pawilonu i 45 m od trzypiętrowego budynku Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW. Pojedyncze budynki, głównie parterowe, znajdują się w odległości od 150 do 300 m w kierunku N, W, NW od stacji. Osiedla mieszkaniowe

Ursynowa o średniej i wysokiej zabudowie występują od strony ESE i SE w odległości 450 m, a od strony S w odległości ok. 800 m. Od zachodu i wschodu teren jest prawie zupełnie otwarty (pojedyncze, luźno rozrzucone budynki nie stanowią istotnej przeszkody dla ruchów powietrza). W odległości ok. 300 m od stacji meteorologicznej biegnie krawędź doliny Wisły (NW–SE) wysokości względnej ok. 20 m.

Na stacji meteorologicznej wykonywane są pomiary według standardu posterunku meteorologicznego, a także różne pomiary specjalne. W niniejszym opracowaniu wykorzystane zostały pomiary gradientowe temperatury i wilgotności powietrza z wysokości 5 cm, 2 m, 4 m, 22 m oraz pomiary prędkości wiatru wykonywane na wysokościach 4 m i 24 m. Czujniki do pomiarów na wysokościach 22 m i 24 m n.p.g. są umieszczone na masztach, na wysokościach 5 i 7 m nad lekko spadzistym dachem budynku WMiIŚ. Mając na uwadze warunki topograficzne i stopień zabudowy otoczenia stacji meteorologicznej można stwierdzić, że stacja reprezentuje w zasadzie warunki meteorologiczne terenu płaskiego o rzadkiej zabudowie i klasie szorstkości 3 (przedmieścia dużych miast, Lorenc 1992). Pomiar kierunku wiatru jest reprezentatywny dla większego obszaru (okolic Warszawy).

Największe zróżnicowanie w pionowym rozkładzie warunków meteorologicznych w warstwie przygruntowej powietrza występuje przy pogodzie słonecznej i bezwietrznej. W naszym przypadku chodzi o zróżnicowanie wywołane wymianą energii i warunkami topograficznymi, dlatego w opracowaniu uwzględniono dni o dużej insolacji w okresie dnia i bezchmurnej nocy, niezależnie od warunków wentylacyjnych. Po przeanalizowaniu dobowych i dziennych przebiegów temperatury i wilgotności powietrza oraz prędkości wiatru dla 10 dni do obliczeń statystycznych wybrano 4 doby o pogodzie bezchmurnej lub z zachmurzeniem mniejszym od 2/10: 12, 26, 27 czerwca i 22 lipca 1994 r. Inne dni usunięto ze

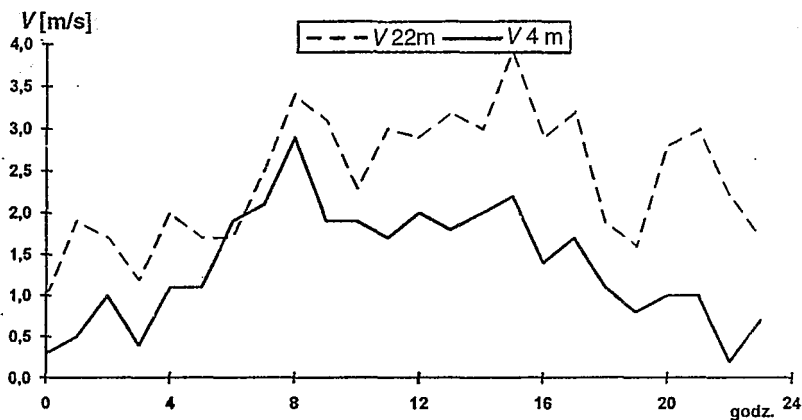
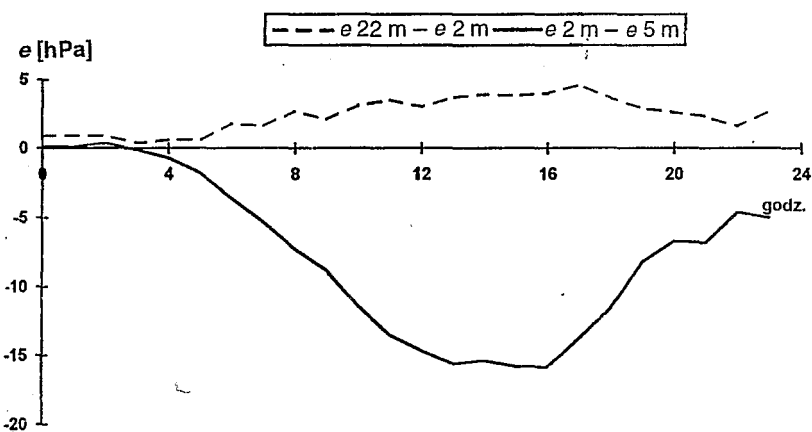
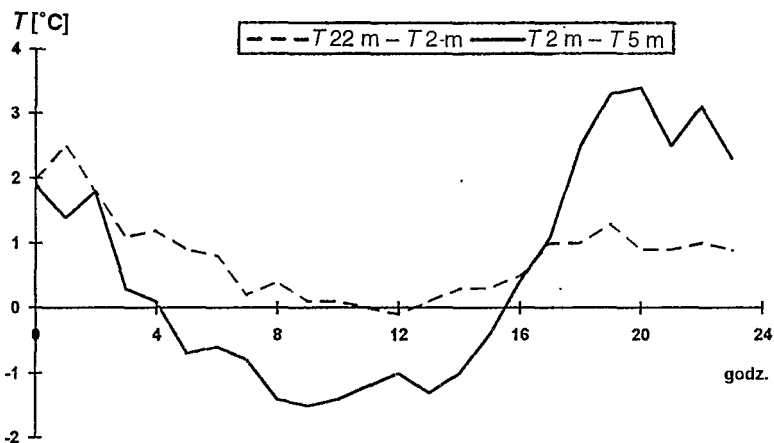
względu na występujące krótkotrwałe burze lub utrzymujące się przez 3–6 godzin zachmurzenie.

Wyniki badań

Na rysunku przedstawiony został typowy dobowy przebieg omawianych elementów meteorologicznych (z dnia 26 VI 1994 r.) na różnych poziomach nad powierzchnią gruntu. Najwyraźniej zaznacza się dobowy przebieg różnic temperatury i wilgotności powietrza w warstwie 5 cm – 2 m n.p.g. Znacznie mniej wyraźne jest zróżnicowanie w ciągu doby temperatury i wilgotności powietrza w warstwie 2 m – 22 m oraz prędkości wiatru na obydwu wysokościach. Warto przy tym zwrócić uwagę na to, że największe różnice temperatury powietrza wystąpiły w warstwie 5 cm – 2 m n.p.g. nocą, osiągając o godz. 20 CSE $3,4^{\circ}\text{C}$, podczas gdy w ciągu dnia największa różnica wyniosła $-1,5^{\circ}\text{C}$ o godz. 9 CSE. Zrównanie różnic temperatury na omawianych poziomach występuje około 1 godziny po wschodzie słońca i około 2,5 godziny przed zachodem słońca.

Na szczególną uwagę zasługuje także znaczne zróżnicowanie w przebiegu dobowym ciśnienia aktualnego pary wodnej w warstwie 5 cm – 2 m. Najwyższa wartość, $-15,9$ hPa, występuje o godzinie 16 CSE, ale znaczne wartości różnic powyżej -10 hPa, utrzymują się w okresie wielu godzin (od godziny 10–18). Równocześnie w ciągu całej doby występuje słabe zróżnicowanie wartości e w warstwie 2 m – 22 m.

Prędkość wiatru na wysokość 4 m kształtuje się częściowo w zależności od kierunku wiatru ze względu na sterujące i zasłaniające działanie budynku. O godzinie 6 CSE prędkość wiatru na wysokości 4 m i 24 m jest jednakowa. W tym okresie następuje bowiem zmiana kierunku wiatru z SW na NW, co wpłynęło na zwiększenie prędkości wiatru na wysokości 4 m w następstwie sterującego działania budynku WMiIŚ, który jest usytuowany na linii NW–SE.



RYSUNEK. Zróżnicowanie temperatury powietrza [°C], ciśnienia pary wodnej e [hPa] i prędkości wiatru v [m/s]. Warszawa-Ursynów 26. 06. 1994 r.

TABELA. Związek korelacyjny między różnicami temperatury powietrza w warstwach y_1 , y_2 a prędkością wiatru i promieniowaniem słonecznym (Warszawa-Ursynów 1994)

Postać równania	R	$R_{\alpha=0,05}$	S	SDy	n
$y_{1s} = 0,5301 - 0,1104x_1 + 0,0015x_3 - 2,2137x_3^2$	0,669	0,397	0,211	0,28	45
$y_{2s} = -0,5642 + 0,0395x_1^2 - 0,0019x_3$	0,536	0,353	0,575	1,33	45
$y_{1n} = 3,1107 - 1,7415x_1 + 0,2903x_1^2$	0,722	0,336	0,645	0,93	50
$y_{2n} = 2,0705 - 0,4631x_2^2$	0,457	0,273	0,946	1,06	50
$y_{1d} = 2,4518 - 1,2736x_1 + 0,1791x_1^2$	0,655	0,254	0,595	0,79	94
$y_{2d} = 2,1224 - 1,5508x_2$	0,592	0,205	1,366	1,70	94

y_1 , y_2 – różnice temperatury powietrza w warstwach 22 m – 2 m i 2 m – 5 cm nad gruntem, s – typ solarny, d – typ dobowy, n – typ nocny; SDy – odchylenie standardowe ($^{\circ}\text{C}$); x_1 , x_2 , x_3 – prędkość wiatru na wysokości 24 m, 4 m i promieniowanie słoneczne całkowite; R , $R_{\alpha=0,05}$ – współczynniki korelacji wielokrotnej i wartość krytyczna R ; S – błąd równania regresji ($^{\circ}\text{C}$); n – liczba danych.

W tabeli zamieszczone zostały obliczenia statystyczne w celu scharakteryzowania związków zachodzących między zróżnicowaniem temperatury powietrza w omawianych warstwach a warunkami solarnymi i wietrznymi. We wszystkich przypadkach występują wysoce istotne wartości współczynników korelacji wielokrotnej. W godzinach dziennych (typ solarny) wartości y_1 (2 m – 24 m) i y_2 (5 cm – 2 m) zależą od promieniowania słonecznego całkowitego i prędkości wiatru na wysokości 24 m. Natomiast nocą istotną rolę w kształtowaniu się pionowych różnic temperatury powietrza ma prędkość wiatru na wysokości 24 m w odniesieniu do y_1 i na wysokości 4 m w odniesieniu do y_2 . Zależności te nie są prostoliniowe. Średnio w okresie doby (równania 5 i 6) dominującą rolę w kształtowaniu się y_1 i y_2 ma wiatr.

Podsumowanie

1. Największe zróżnicowanie w przebiegu dobowym wystąpiło w przypadku różnic temperatury powietrza w warstwie 5 cm – 2 m. Bezwzględne wartości tych różnic są wyższe nocą ($3,4^{\circ}\text{C}$) aniżeli w ciągu dnia ($-1,5^{\circ}\text{C}$).

2. Szczególnie znaczne zróżnicowanie występuje w przypadku ciśnienia aktualnego pary wodnej e , w warstwie 5 cm – 2 m i w godzinach okołopołudniowych wynosi

11–16 hPa. W tym czasie e w warstwie 2 m – 22 m dochodzi zaledwie do 4 hPa.

3. Prędkość wiatru na wysokości 24 m jest większa w okresie doby o 1,0–1,7 m/s aniżeli na wysokości 4 m. Przy kierunkach wiatru z sektorów NW i SE może występować sterowanie wiatru przez zabudowę i wtedy prędkość wiatru na wysokości 4 m zbliża się do prędkości na wysokości 24 m.

4. W godzinach dziennych i w okresie doby na zróżnicowanie temperatury powietrza zarówno przy powierzchni ziemi (do wys. 2 m), jak też w warstwie 2 m – 24 m większy wpływ ma prędkość wiatru na wysokości 24 m aniżeli na wysokości 4 m.

5. Uzyskane wyniki (znaczące różnice T , e w warstwie 5 cm – 2 m) wskazują na wielką rolę procesów fizycznych zachodzących przy powierzchni ziemi (do wysokości 2 m) w kształtowaniu się wymiany energii i masy między podłożem i atmosferą.

Literatura

- CHROMOW S. P. 1973: *Meteorologia i klimatologia*. Wyd. II, PWN, Warszawa.
LORENC H. 1992: *Zasoby wiatru w Polsce*. Wydaw. IMGW, Warszawa.

Summary

On the formation of the meteorological conditions in the near ground air layer. The preliminary

results of the research about the thermal stratification, humidity and wind speed in the near ground air layer at the SGGW – Ursynów area have been represented. The influence of the total solar radiation and wind speed on the values of the temperature differences in the 5 cm – 2 m and 2 m – 22 m air layer over the ground have been calculated as well.

Author's address:

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

Warunki występowania i eksploatacji wód podziemnych w rejonie zlewni badawczej rzeki Zagożdżonki

Wstęp

Podstawowym problemem w gospodarce wodami podziemnymi w rejonie górnej części zlewni Zagożdżonki jest ustalenie, jaka ilość wody może być maksymalnie eksploatowana, aby nie naruszyć równowagi ekologicznej. Na badanym terenie występują trzy piętra wodonośne (rys. 1) kredy, trzeciorzędu i czwartorzędu. Z materiałów archiwalnych wynika, że wody podziemne piętra kredowego są już zagospodarowane. Należy więc opracować zasady ich ochrony.

Wody w utworach kredy

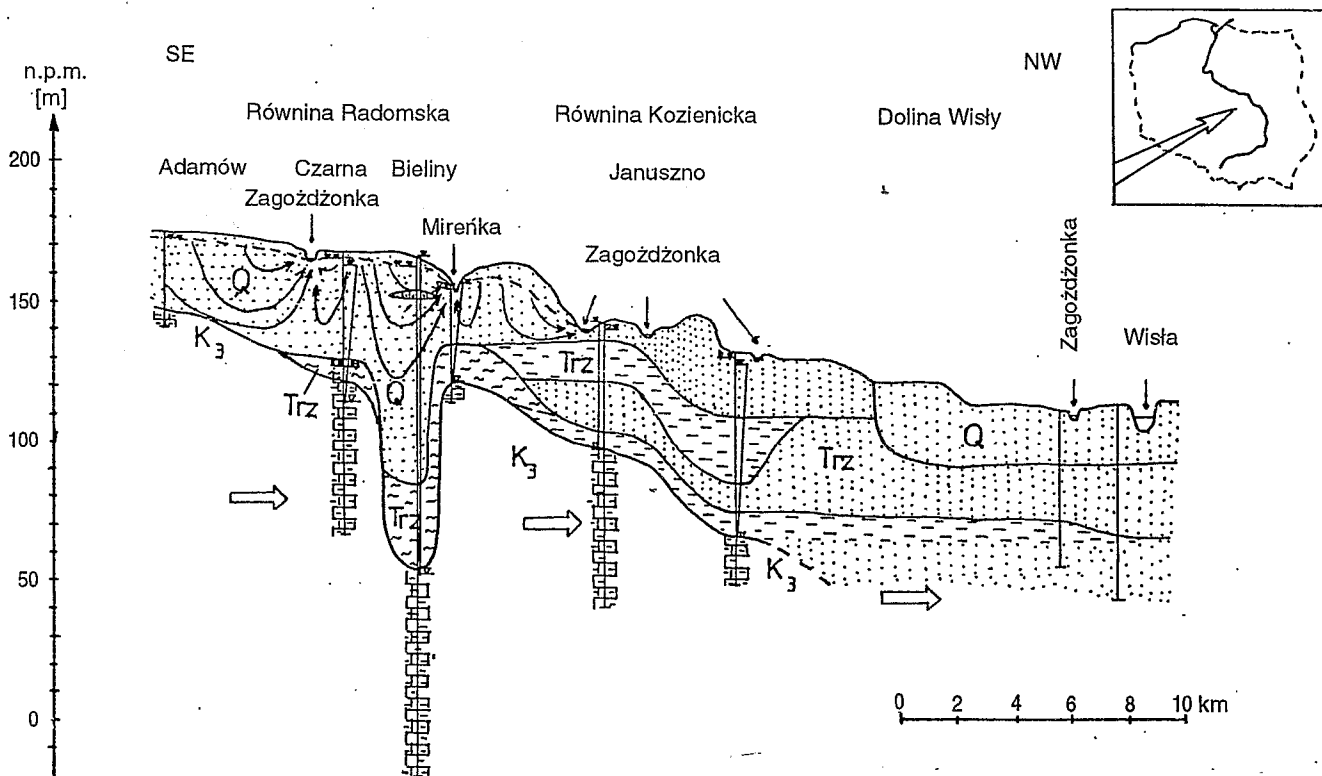
Z rozpoznania utworów kredowych wynika, że wody podziemne występują głównie w utworach mastrychtu. Reprezentowane są one przez margle i margle ilaste, wapienie oraz gezy i piaskowce margliste, których łączna miąższość wynosi 200–300 m.

Podstawowym czynnikiem drożności poszczególnych odmian litologicznych jest szczelinowatość. Stwierdzono trzy systemy spękań: NW–SE, SW–NE, N–S. Występują też szczeliny międzywarstwowe na kontaktach różnych odmian litologicznych. Według Ginalskiej-Prokop (1986) najbardziej wodonośna jest górna warstwa o miąższości 55 m, poniżej szczelinowatość zanika.

Występują tu wody szczelinowe o zwierciadle napiętym. Współczynniki filtracji utworów kredowych, uzyskane z próbnych pompowań, wynoszą 0,6–50 m/d, a poziomą przewodność hydrauliczną 54,25–1,4 m²/h. Zasobność sprężysta wynosi ok. 0,00014–0,0003. Wydatki jednostkowe kształtują się 0,2–55 m³/h na jeden metr depresji w studni. Analiza wydajności wykazała, że gezy, piaskowce i margle charakteryzują się dużymi wydatkami, a mniejsze wydatki zanotowano w marglach ilastych, o ile nie są spękane.

Istotną prawidłowość dotyczącą wydajności utworów kredowych podał Malinowski (1991). Analizując wydajność jednostkową otworów studziennych zlokalizowanych w południowej i środkowej części basenu lubelsko-radomskiego (zlewnia Zagożdżonki stanowi południowo-zachodni fragment basenu) na tle rozwinięcia dolin w utworach kredowych, Malinowski wydzielił następujące strefy:

- strefę największej wydajności jednostkowej obejmującej dna dolinne i częściowo ich stoki; w strefie tej uzyskuje się wydajność 0,5–50 m³/h na jeden metr depresji w studni, niekiedy większą niż 100 m³/h na jeden metr depresji w studni;
- strefę płaskowyżów znajdującą się powyżej stoku doliny, a poniżej strefy wo-



RYSUNEK 1. Schematyczny przekrój hydrogeologiczny A–A' przez system krążenia wód podziemnych w rejonie zlewni rzeki Zagożdżonki: utwory przepuszczalne – [dotted pattern] piaski, żwiry [horizontal line pattern] opoki, wapienie, margle, gezy, utwory słabo przepuszczalne – [brick pattern] pyły [dashed line pattern] iły, mułki, Q – czwartorzęd, Trz – trzciorząd, K₃ – kreda górna, przepływ wód podziemnych – □ regionalny, → lokalny

dodziałowej o wydajności jednostkowej 1–5 m³/h na jeden metr depresji w studni,

- strefę wododziałową o bardzo małej wydajności jednostkowej, około 1 m³/h na jeden metr depresji w studni.

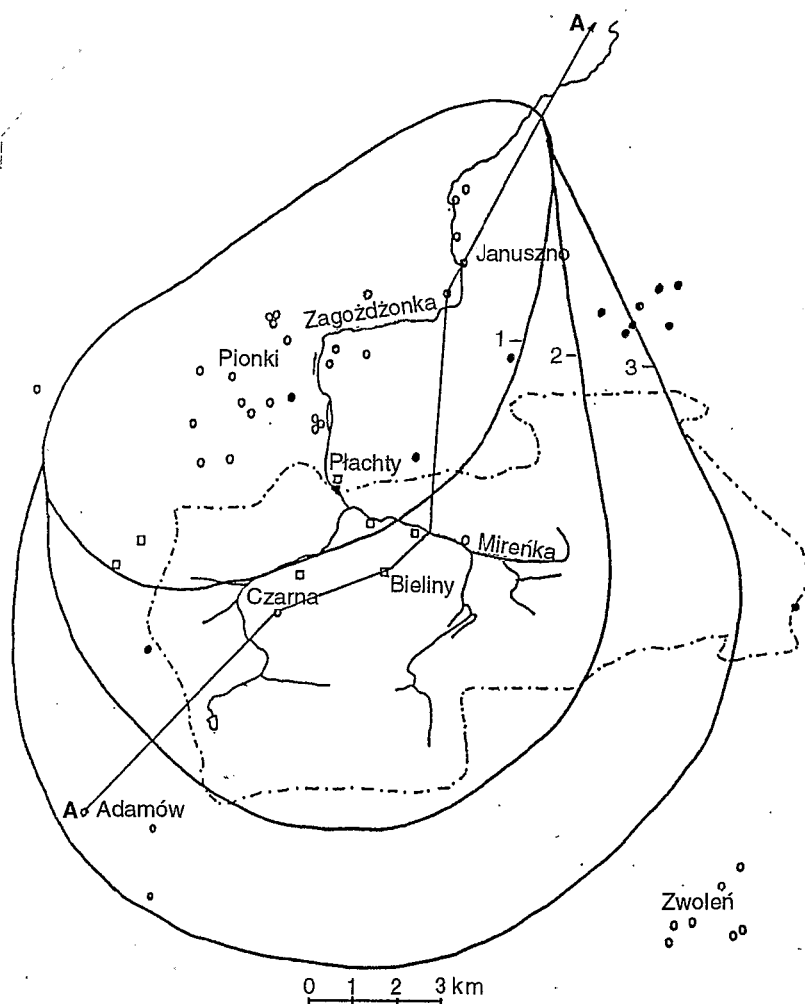
Schemat zaprezentowany przez Malinowskiego można odnieść do strefy obniżenia dolinowego, przebiegającego od Zwolenia do Pionek. Przede wszystkim w strefie tego obniżenia lokalizowane są ujęcia dla zakładów i miejscowości Pionki i Zwolen.

Charakteryzując wodonośność utworów mastrychtu należy również wspomnieć o roli zwietrzelin. W wyniku wietrzenia, zwłaszcza margli i towarzyszących temu procesowi przemieszczeń zwietrzliny w szczeliny skał litych, lokalnie przystropowe utwory mastrychtu pełnią rolę utworów słabo przepuszczalnych. Zasilanie piętra kredowego ma charakter pośredni poprzez osady trzeciorzędu i czwartorzędu. Regionalny kierunek spływu wód podziemnych odbywa się na północny-wschód, ku dolinie Wisły (Malinowski 1991; Paczyński i in. 1993).

Kredowe piętro wodonośne, w bezpośrednim sąsiedztwie zlewni badawczej w Pionkach, poznane zostało w latach trzydziestych obecnego stulecia i od tego czasu rozpoczęła się eksploatacja wód tej formacji. W 1939 roku fabryka prochu w Pionkach posiadała 5 studni wierconych o głębokości kilkudziesięciu do ponad stu metrów o łącznej wydajności ok. 600 m³/h. Mniej więcej w tym samym czasie rozpoczęto eksploatację wód piętra kredowego w Radomiu, nieco później w Kozienicach, a w latach pięćdziesiątych także w Zwoleniu. Wskutek intensywnej eksploatacji wody, zwłaszcza przez miasta Radom i Pionki, na terenie tych miejscowości już w latach sześćdziesiątych zaznaczyło się znaczne obniżenie zwierciadła wody, sięgające do 10 m w stosunku do pierwotnego położenia (Maszoński i Żak 1968).

Kredowe piętro wodonośne w rejonie Pionek jest intensywnie eksploatowane przez około 50 studzien. Wydajność studni wynosi od kilkunastu do ponad 120 m³/h. Zasoby eksploatacyjne piętra kredowego w rejonie Pionek i rzeczywisty łączny pobór wód określa się obecnie na około 2100 m³/h, podczas gdy zapotrzebowanie zakładów przemysłowych i miejscowości w tym rejonie szacowane jest na 2700 m³/h. Według Turka (1987) kredowe piętro wodonośne w rejonie Pionek jest w stanie pokryć potrzeby tylko w wysokości do 2000 m³/h i powinno być bardzo racjonalnie wykorzystywane między innymi z uwagi na lokalne przeeksploatowanie piętra.

W konsekwencji stale wzrastającego poboru rozwinął się rozległy lej depresyjny, w którego centrum poziom piezometryczny znajduje się kilka, a miejscami kilkanaście do kilkudziesięciu metrów poniżej pierwotnego położenia. W latach 1980–1985, kiedy to pobór wód średnio wynosił 760 m³/h – 1070 m³/h, powierzchnię leja depresji oceniano na podstawie badań terenowych na około 60 km². Wielkość eksploatacji ujęć piętra kredowego w roku 1985 wynosiła około 908 m³/h (wg Dąbrowskiego i Trzeciakowskiej 1986). Powierzchnia leja depresji przy poborze 2000–2100 m³/h oceniana jest na 150 km². Obniżenie to obejmuje swoim zasięgiem około 80% zlewni badawczej (rys. 2). Z uzyskanych zasobów 2100 m³/h potrzeby poszczególnych użytkowników zabezpieczone są w następujących ilościach: miasto Pionki 250 m³/h, Zakłady Chemiczne "Pronit" 1750 m³/h, okoliczne wsie 87 m³/h, inni użytkownicy 13 m³/h. Włączenie do eksploatacji wszystkich odwierconych studni ujmujących wody kredowe spowoduje, że przy poborze 2700 m³/h powierzchnia leja depresji wynosiłaby około 230 km² (por. rys. 2). Przy takim poborze nastąpiłoby nadmierne przeeksploatowanie piętra kredowego, co mogłoby się przejawiać m.in. okresowym zanikiem przepływu w ciekach powierzchniowych górnej części zlewni Zagożdżonki.



RYSUNEK 2. Zasięg leja depresyjnego w utworach kredowych (wg Ginalskiej-Prokop, 1986): 1 – przy poborze ok. 800 m³/h; 2 – przy poborze 2100 m³/h; 3 – przy poborze odpowiadającemu zapotrzebowaniu 2700 m³/h; • – studnia ujmująca wody z piętra czwartorzędowego; o – studnia ujmująca wody z piętra kredowego; □ – studnia ujmująca wody z poziomu kredowego (nieczynna); A – A' – linia przebiegu przekroju hydrogeologicznego; - - - - granica zlewni powierzchniowej rzeki Zagożdżonki po profil Plachty Stare

Wody w utworach trzeciorzędowych

Wody piętra trzeciorzędowego mają w rejonie zlewni badawczej rzeki Zagożdżonki ograniczone znaczenie. Występują one w piaszczystych przewarstwieniach miocenijskiej formacji lignitowej oraz podrzędnie w piaszczystych osadach oligocenu. Do roku

1930 niewielkie ilości wód pobierane były z wodonośnych serii miocenu przez zakłady przemysłowe w Pionkach. Obecnie studnie ujmujących tylko wody piętra trzeciorzędowego na omawianym obszarze nie ma. Niektóre studnie w rejonie Garbatki i Kozienic ujmują częściowo wody piętra

trzeciorzędowego i częściowo czwartorzędowego. Utwory trzeciorzędowe stanowią jednak ważne ogniwo w lokalnym i regionalnym obiegu wód (por. rys. 1). Są one strefą tranzytu wód z czwartorzędu do kredy na wysoczyźnie i z kredy do czwartorzędu w strefach dolinowych. Wodonośne utwory trzeciorzędowe dostarczają również, przez lateralny dopływ, znacznych ilości wody do warstw wodonośnych doliny Wisły.

Wody w utworach czwartorzędowych

Na omawianym obszarze występuje generalnie jeden poziom wodonośny piętra czwartorzędu. Lokalnie jednak stwierdzono występowanie dwóch poziomów: poziomu wód gruntowych i poziomu wód głębszych (przyjmując klasyfikację Z. Pazdro). Miąższość czwartorzędowych piaszczysto-zwirowych utworów wodonośnych wynosi 4–40 m, średnio kilkanaście metrów. Zwierciadło wód gruntowych układa się na głębokości 1–12 m p.p.t. Współczynnik filtracji utworów wynosi 0,5 m/h, pozioma przewodność w związku ze zmienną miąższością 0,5–40 m²/h, wydatki jednostkowe kształtują się 0,1–20 m³/h, na jeden metr depresji w studni. Czwartorzędowe piętro wodonośne w granicach zlewni badawczej zasilane jest głównie przez infiltrację opadów. Wody po czasowym zretencjonowaniu, częściowo drenowane są przez Zagożdżonkę i jej dopływy, częściowo przesączają do głębszych pięter wodonośnych. Na obszarze wysoczyzny zwierciadło piętra czwartorzędowego stabilizuje się powyżej zwierciadła piętra kredowego. Świadczy to o przesączaniu wody z góry w dół i zasilaniu piętra kredowego wodami piętra czwartorzędowego. W strefach dolin rzecznych sytuacja jest odwrotna. Współzależność wód piętra czwartorzędowego i piętra kredowego przedstawiono w pracy E. Wienclawa i innych (1993). Z wód piętra czwartorzędowego korzystają wszystkie

studnie kopane oraz szereg studni wierconych. Wydatki studni wierconych o głębokości do 40 m wynoszą od 5 do 40 m³/h. Wielkość eksploatacji studniami wierconymi z piętra czwartorzędowego wynosi 92 m³/h (wg Dąbrowskiego i Trzeciakowskiej stan na rok 1985).

Podsumowanie

Należy stwierdzić, że mimo znacznego postępu w poznaniu warunków występowania i eksploatacji wód piętra kredowego w rejonie zlewni badawczej rzeki Zagożdżonki szereg bardzo ważnych problemów czeka jeszcze na wyjaśnienie. Należy do nich:

- zasięg i tendencje rozwoju lokalnego leja depresji Pionki, a także lokalnych lejów depresji w rejonie Zwoleń, Radomia i Koźienic.
- zasięg i tendencje rozwoju regionalnego leja depresji na terenie Równiny Radomskiej powstającego w wyniku nakładania się lokalnych lejów depresji.
- wielkość zasilania w związku z intensywną eksploatacją,
- wzajemny stosunek między piętrami kredowym a wodami młodszych pięter wodonośnych w warunkach intensywnej eksploatacji.

Badania nad wymienionymi zagadnieniami mają kluczowe znaczenie dla kierunków gospodarowania wodą zarówno w skali regionu, jak i małej zlewni.

Literatura

- DĄBROWSKI S., TRZECIAKOWSKA M. 1986: *Wyniki badań modelowych dla potrzeb ustalenia zasobów wód podziemnych z utworów czwartorzędowo-kredowych w rejonie Pionek woj. radomskie*. Przeg. Geolog. we Wrocławiu, Ośrodek Badań Hydrogeolog. i Modelowania Matemat. w Poznaniu (maszynopis).
- GINALSKA-PROKOP W. 1986: *Dokumentacja hydrogeologiczna ujęcia wód podziemnych z utworów kredowych w rejonie Pionek*. Przeg. Geolog. w Kielcach (maszynopis).

- MALINOWSKI J. 1991: *Region lubelsko-radomski*. W: Budowa geologiczna Polski. VII Hydrogeologia, Wydaw. Geolog., Warszawa.
- MASZOŃSKI E., ŻAK C. 1968: *Objaśnienia do Przeglądowej Mapy Hydrogeologicznej Polski*. Arkusz Radom, 1:300 000. Red. C. Kolago, Wydaw. Geolog. Warszawa.
- PACZYŃSKI B., JEZIEŃSKI H. J., MITRĘGA J., PŁOCHNIEWSKI Z., SKRZYPCZAK L., WODZIŃSKA T. 1993: *Atlas hydrogeologiczny Polski. Część I Systemy zwykłych wód podziemnych*. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- TUREK S. 1987: *Koreferat do "Dokumentacji ujęcia wód podziemnych z utworów kredowych w rejonie Pionek, woj. radomskie"*. Warszawa (maszynopis).
- WIENCLAW E., ŻŁOTOSZEWSKA-NIEDZIAŁEK H., CIEPIEŁOWSKI A. 1993: *Warunki hydrogeologiczne zlewni rzeki Zagożdżonki*. Przeg. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środowiska nr 2.

Summary

Conditions of groundwater storage and exploitation within the area of the Zagożdżonka river study catchment. Within the area of catchment under study aquifers occur at three levels including the Cretaceous, Tertiary and the Quaternary one. Geological structure and water reserves of all aquifers were described and discussed in the paper. For the Cretaceous formations the range of a depression bowl was delineated and interrelationships between hydrological systems of the Cretaceous and Quaternary aquifers were discussed. It was assessed that groundwater in the Cretaceous aquifer is largely exploited.

Author's address:

E. Wienclaw, H. Żłotoszewska-Niedziałek,
A. Ciepielowski
Warsaw Agricultural University – SGGW
ul. Nowoursynowska 166
02-787 Warszawa
Poland

Roman ZIELONY

Katedra Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej SGGW

Henryk PAWŁAT

Katedra Przyrodniczych Podstaw Melioracji SGGW

Zmiany w środowisku przyrodniczym Leśnego Obszaru "Stara Miłosna"

Wstęp

Leśny Obszar "Stara Miłosna" położony jest w północnej części Mazowieckiego Parku Krajobrazowego, w sąsiedztwie budującego się osiedla mieszkaniowego o tej samej nazwie, w granicach miasta Wesoła koło Warszawy. Jego środowisko przyrodnicze podlega sukcesji, modyfikowanej przez działalność człowieka, udokumentowanej od XIV wieku.

W niniejszej pracy przedstawiono zmiany wybranych elementów środowiska przyrodniczego Leśnego Obszaru "Stara Miłosna" w latach 1843–1992 i kierunki ich kształtowania. Opracowano je na podstawie materiałów archiwalnych i badań terenowych Pawłata i in. (1992).

Ogólna charakterystyka warunków siedliskowych

Leśny Obszar "Stara Miłosna" położony jest na pograniczu Równiny Wołomińskiej i Doliny Środkowej Wisły. Głównymi jednostkami geomorfologicznymi w obrębie obszaru badań są: taras nadzalewowy najwyższy doliny Wisły oraz niższy poziom erozyjno-denudacyjny wysoczyzny morenowej. Granica między nimi jest niewyraźna.

Taras nadzalewowy zajmuje zachodni fragment obszaru. Stanowi on płaską powierzchnię położoną na wysokości 99–100 m n.p.m., zbudowaną z piasków z domieszką żwirów i urozmaiconą wydmi. Poziom erozyjno-denudacyjny wysokości 100–105 m n.p.m. budują: glina zwałowa i piaszczysto-pyłaste eluwia oraz piaski wodnolodowcowe i rzeczne. Występują tu także obniżenia pojeziorne wypełnione torfami. Znaczne powierzchnie zajmują równiny piasków eolicznych i wydmy. W sąsiedztwie wydmy występują zagłębienia deflacyjne wypełnione torfami lub namułami torfiastymi (Sarnacka 1980).

Leśny Obszar "Stara Miłosna" leży w środkowej części zlewni Kanału Wawerskiego. W jej granicach sieć hydrograficzną stanowi wymieniony Kanał, zmodernizowany około 1965 roku oraz łączące się z nim rowy boczne, obejmujące oddziaływanie Leśny Obszar. System rowów wykonano bardzo dawno – część jeszcze w poprzednim stuleciu. Kanał Wawerski oddziałuje drenująco na tereny przyległe, w tym na Leśny Obszar "Stara Miłosna".

Miąszość utworów czwartorzędowych na analizowanym obszarze wynosi 40–60 m. Podłoże czwartorzędu stanowią iły plioceńskie. Nad nimi zalegają zawadnione osady piaszczyste o miąższości 20–35 m.

Stanowią użytkowy poziom wodonośny, eksploatowany na przyległym osiedlu "Stara Miłosna". Nad osadami piaszczystymi występują gliny zwałowe o miąższości około 1,0–15 m. W wierzchniej warstwie czwartorzędu zalegają piaski o zmiennej miąższości 1,0–8,0 m. Poziom wód podpowierzchniowych układa się na różnej głębokości 0,1–6,0 m (Iwiński 1987).

Pasma wydym są lokalnymi działami wodnymi. Na ich obszarze następuje intensywna infiltracja wód opadowych, a parowanie ze względu na dużą głębokość do zwierciadła wody podpowierzchniowej jest niewielkie. Niższe położenia międzywydymowe oraz równiny piasków wodnolodowcowych oraz eolicznych są obszarem drenującym, w którym woda występuje w lokalnych oczkach wodnych. Tu odbywa się intensywna ewapotranspiracja. W licznych obniżeniach są ślady rowów częściowo odprowadzających wodę do Kanału Wawerskiego, wzdłuż którego rozciąga się miejska strefa ekologiczna. W jej obrębie występuje intensywny proces obniżania wód podpowierzchniowych. Gradient zasilania w wodę układa się od wododziału w kierunku Kanału. Gradient presji strefy miejskiej przebiega w kierunku odwrotnym.

Na analizowanym terenie występują gleby bielcowe, rdzawe, pseudobielcowe, brunatne, czarne ziemie i murszowe. Szczegółowo badano dwa profile: w okolicy Czarnego Stawu – gleba glejobielcowa murszasta i Osady Daków – gleba rdzawa właściwa (Pawłat i in. 1992).

Siedliskowe typy lasu i zespoły leśne

Przeprowadzona inwentaryzacja siedlisk leśnych wykazała, iż na omawianym terenie występują następujące typy lasu: bór świeży, bór mieszany świeży, bór mieszany silnie świeży, bór mieszany wilgotny, bór mieszany silnie wilgotny, bór mieszany bagienny, las mieszany świeży, las mieszany wilgotny i las mieszany silnie wilgotny (rys. 1).

Bory świeże i bory mieszane świeże zajmują tereny wyżej położone, na których dominują gleby rdzawe i bielcowe wytworzone z utworów piaszczystych. Drzewostany rosnące na nich nie korzystają w zasadzie w swoim rozwoju z wód gruntowych.

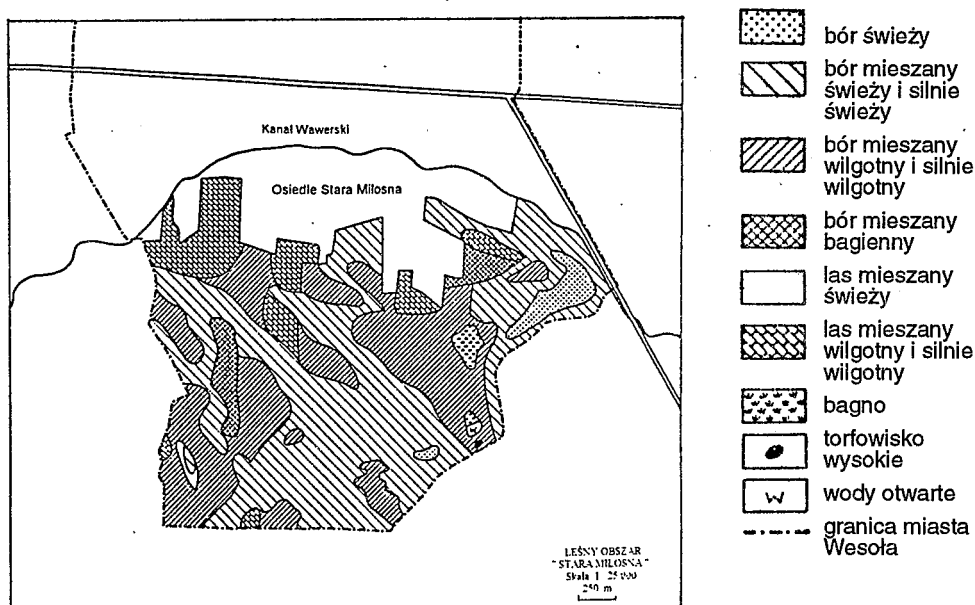
Bory mieszane wilgotne występują w obniżeniach międzywydymowych oraz na terenach tarasu nadzalewowego doliny Wiśły, często na glebach z trwającymi procesami glejowymi. Rozwój rosnących na nich drzewostanów w sposób istotny związany jest z wodami gruntowymi, występującymi w zasięgu systemów korzeniowych (zazwyczaj na głębokości 120–150 cm).

Siedliska lasów mieszanych wilgotnych występują w północnej części "Obszaru", na granicy z budowanym osiedlem mieszkaniowym. Obecnie porastają je drzewostany sosnowe i brzozowe z małą domieszką innych gatunków drzew. W większości przypadków są to siedliska częściowo odwodnione, a w wierzchnich warstwach ich gleb rozpoczęły się procesy murszowe. W obniżeniach śródleśnych, w części środkowej, północno-zachodniej i południowo-wschodniej "Obszaru" występuje roślinność bagiennie-murszowa.

Pod względem fitosocjologicznym na "Obszarze" dominują bory mieszane *Pino-Quercetum* (*Quercetum roboris-Pinetum*) – na siedliskach świeżych i świeżo-wilgotnych oraz wilgotniejsze warianty ubogich grądów *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum* – na siedliskach wilgotnych.

Pod względem wieku i składu gatunkowego drzewostanów występują następujące główne typy roślinności:

- młode (20–40-letnie) drzewostany sosnowo-brzozowe na równinnych obszarach siedlisk świeżych,
- młode (20–40-letnie) drzewostany sosnowo-brzozowe (często z pojedynczymi przestojami dębowymi) na obszarach zwydmionych,
- młode (20–40-letnie) drzewostany sosnowo-brzozowe na obniżonych obsza-



RYСУNEK 1. Siedliskowe typy lasu

rach siedlisk wilgotnych i bagiennych – często osuszonych,

- średniowiekowe (40–60-letnie) drzewostany sosnowo-brzozowe na obniżonych obszarach siedlisk wilgotnych,
- młode (10–30-letnie) drzewostany brzozowe w wyrobiskach potorfowych,
- zarośla szuwarowo-krzewiaste z oczkami wodnymi,
- tereny osad na siedliskach świeżych,
- tereny osiedlowe z wysoką roślinnością leśną na siedliskach odwodnionych.

Dominują wśród nich około 40-letnie lasy sosnowo-brzozowe. Są to z reguły fitocenozy czterowarstwowe. Warstwę drzew tworzą sosna i brzoza z domieszką osiki (w miejscach wilgotniejszych) oraz dębu szypułkowego. Dość często rosną w niej także pojedyncze przestoje (drzewa starsze o 30–50 lat od otaczającego drzewostanu) dębowe. W części pld.-wsch. i pld.-zach. miejscami rosną drzewostany sosnowo-brzozowe w wieku 60–80 lat. Warstwa krzewów najliczniej występuje na

siedliskach wilgotniejszych w drzewostanach starszych i złożona jest głównie z kruszyny. Runo jest silnie zróżnicowane. W miejscach wilgotniejszych licznie rosną gatunki roślin zielnych borów mieszanych i lasów mieszanych wilgotnych: trzęślica modra (*Molinia coerulea*), orlica pospolita (*Pteridium aquilinum*), tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris*), borówka bagienna (*Vaccinium uliginosum*) oraz śmiełek darniowy (*Deschampsia caespitosa*). Na terenach suchszych (siedliskach świeżych) w warstwie zielnej licznie rosną mietlica pospolita (*Agrostis tenuis*) i pszeniec leśny (*Melampyrum pratense*), a na siedliskach świeżo-wilgotnych panuje borówka czarna (*Vaccinium myrtillus*). Miejscami występująca warstwa mszystą tworzą: rokit (*Entodon schreberi*) – na siedliskach świeżych i nieliczne kępki torfowców (*Sphagnum* sp.) – na siedliskach wilgotnych.

Przeprowadzona inwentaryzacja florystyczna wykazała, że na terenach leśnych omawianego obszaru występuje ponad 60 gatunków roślin naczyniowych,

wśród których brak jest gatunków grądowych i łągowych, a udział borowych jest niewielki (tab. 1).

Do szczególnie cennych tworów przyrody należy m.in. pomnikowy jałowiec (*Juniperus communis*) o obwodzie około 100

cm i 8 m wysokości, rosnący w pobliżu osady na ul. Torfowej 16, widłak goździsty (*Lycopodium clavatum*) oraz rosnące na potorfowych wyrobiskach w rejonie tej samej ulicy roszarki – okrągłolistna i pośrednia (*Drosera rotundifolia* i *Drosera interme-*

TABELA 1. Zestawienie zdjęć fitosocjologicznych z terenu Leśnego Obszaru "Stara Miłosna"

Numer kolejny	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	S	Wp	
Numer zdjęcia	10	6	3	7	9	8	1	2	4	5	t	so	
Dzień	23	21	21	22	23	22	18	21	21	21	a	pk	
Miesiąc	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	ł	ór	
Rok	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	o	ły	
Gatunek panujący	So	So	So	So	So	Brz	So	So	So	Brz	ś	cw	
Wiek	40	50	45	60	70	35	45	45	40	45	ć	za	
Pokrywanie warstwy w % a1	80	60	90	70	80	80	70	70	60	60		yn	
Pokrywanie warstwy w % a2			+	10	+	+	+		+			hi	
Pokrywanie warstwy w % b	20	20	20	30	60	10	40	40	30	10		na	
Pokrywanie warstwy w % c	30	80	90	90	90	90	80	90	60	90		i	
Pokrywanie warstwy w % d	90	+	+	+	+		10	10				k	
Liczba gatunków	14	24	21	22	20	27	24	26	25	27			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14

Drzewa i krzewy

<i>Pinus sylvestris</i>	a1	4	4	4	4	4	2	3	4	3	3	V	5050
<i>Betula pendula</i>	a1	+		2	2	2	4	2	3	2	3	V	2251
<i>Betula pendula</i>	a2					+	+					II	2
<i>Betula pendula</i>	b	2										I	175
<i>Betula pendula</i>	c						+					I	1
<i>Quercus robur</i>	a1	+	2			+	+	2	+			III	354
<i>Quercus robur</i>	a2			+		+	+	+				II	4
<i>Quercus robur</i>	b	1	2			2	2	2				III	750
<i>Quercus robur</i>	c	1	+	+		+	+		+	+	+	IV	57
<i>Quercus petraea</i>	a1				+							I	1
<i>Quercus petraea</i>	a2				2							I	175
<i>Quercus petraea</i>	b				1							I	50
<i>Quercus petraea</i>	c				+							I	1
<i>Betula pubescens</i>	a1								+			I	1
<i>Betula pubescens</i>	b								+			I	1
<i>Juniperus communis</i>	b	1										I	100
<i>Prunus serotina</i>	b		+							+		I	2
<i>Cerasus avium</i>	c									+		I	1
<i>Quercus rubra</i>	c								+			I	1

Vaccinio-Piceetea

<i>Populus tremula</i>	a1			3	2		2	2	+			III	901
<i>Populus tremula</i>	a2			+	2							I	176
<i>Populus tremula</i>	b							2	+			I	176
<i>Populus tremula</i>	c			+	1	+	+	1	+			III	104
<i>Sorbus aucuparia</i>	a2									+		I	1
<i>Sorbus aucuparia</i>	b			1		2	2	1	2	+		III	626
<i>Sorbus aucuparia</i>	c		+	+	+	+		1	+	+		IV	56
<i>Vaccinium myrtillus</i>		+		3	4	3	3	3	2	1	+	V	2352
<i>Trientalis europaea</i>			+		2	+	+	+	2	+		IV	355

cd. tabeli 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Vaccinio-Piceetea cd.													
<i>Melampyrum pratense</i>	2	1		+	1	+	1	2	+	+		III	452
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>				4	3	4	1	1	1			III	202
<i>Pteridium aquilinum</i>					+			1		2		III	1850
<i>Entodon schreberi</i> d	5	+	+					2	2			III	1227
<i>Majanthemum bifolium</i>		+	+							3	+	II	378
<i>Dicranum undulatum</i> d	2											I	175
<i>Calamagrostis arundinacea</i>				1								I	50
<i>Deschampsia flexuosa</i>							1					I	50
<i>Dicranum scoparium</i> d	1											I	50
<i>Holcus mollis</i>												I	1
<i>Lycopodium annotinum</i>				+								I	1
<i>Leucobryum glaucum</i> d		+										I	1
Molinio-Arrhenatheretea													
<i>Molinia coerulea</i>		+	1	2	3	2	3	4	+			IV	1777
<i>Lysimachia vulgaris</i>							+		2	3		II	551
<i>Deschampsia caespitosa</i>									2	1		I	225
<i>Cirsium palustre</i>										+		I	1
Sedo-Scleranthetea													
<i>Festuca ovina</i>	2	3				+						II	551
Nardo-Callunetea													
<i>Calluna vulgaris</i>	2	+										I	176
<i>Luzula multiflora</i>		+										I	1
<i>Carex pilulifera</i>								+				I	1
Alnetea glutinosae													
<i>Alnus glutinosa</i> a1									2	2		I	350
<i>Alnus glutinosa</i> a2												I	0
<i>Alnus glutinosa</i> b									1	2		I	225
<i>Frangula alnus</i> b		2	2	2	3	+	2	3	3	2		V	2001
<i>Frangula alnus</i> c		+	+		+							II	3
<i>Salix aurita</i> c								+				I	1
Towarzyszące													
<i>Luzula pilosa</i>		1	+	+		1	1		+	+		III	152
<i>Viola palustris</i>			+						+	3		II	378
<i>Agrostis tenuis</i>		2				+	+					II	178
<i>Rubus</i> sp.					+	+			1	+		II	53
<i>Sphagnum</i> sp. d					+		+	2				II	177
<i>Calamagrostis canescens</i>				+		+				1		II	52
<i>Rubus saxatilis</i>			+	+				1				II	52
<i>Dryopteris carthusiana</i>						+			+	+		II	3
<i>Thelypteris palustris</i>			+							1		I	51
<i>Vaccinium uliginosum</i>						+	1					I	51
<i>Polytrichum commune</i> d		+						1				I	51
<i>Carex nigra</i>						+	+					I	2
<i>Galium palustre</i>				+						+		I	2
<i>Lycopus europaeus</i>										3		I	375

cd. tabeli 1

Numer kolejny	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	S	Wp
Numer zdjęcia	10	6	3	7	9	8	1	2	4	5	t	so
Dzień	23	21	21	22	23	22	18	21	21	21	a	pk
Miesiąc	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	ł	ór
Rok	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	o	ty
Gatunek panujący	So	So	So	So	So	Brz	So	So	So	Brz	ś	cw
Wiek	40	50	45	60	70	35	45	45	40	45	ć	za
Pokrywanie warstwy w % a1	80	60	90	70	80	80	70	70	60	60		yn
Pokrywanie warstwy w % a2			+	10	+	+	+	+	+	+		hi
Pokrywanie warstwy w % b	20	20	20	30	60	10	40	40	30	10		na
Pokrywanie warstwy w % c	30	80	90	90	90	90	80	90	60	90		i
Pokrywanie warstwy w % d	90	+	+	+	+	+	10	10	10	10		k
Liczba gatunków	14	24	21	22	20	27	24	26	25	27		

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	----	----	----	----

Towarzyszące cd.

<i>Carex acutiformis</i>										2	I	175
<i>Oxalis acetosella</i>									2		I	175
<i>Peucedanum palustre</i>										2	I	175
<i>Anthericum ramosum</i>		2									I	175
<i>Glyceria fluitans</i>										1	I	50
<i>Convallaria majalis</i>		1									I	50
<i>Polygonatum odoratum</i>		1									I	50
<i>Moehringia trinervia</i>						+					I	1
<i>Ranunculus lingua</i>									+		I	1
<i>Cruciata glabra</i>		+									I	1
<i>Iris pseudacorus</i>									+		I	1
<i>Scutellaria galericulata</i>									+		I	1
<i>Agrostis canina</i>									+		I	1
<i>Carex canescens</i>								+			I	1

dia). Dużo uroku omawianym lasom nadają dość liczne przestoje dębu szypułkowego, które rosnąc często na wydmych wzniesieniach pozwalają sądzić, iż ich siedliska nie są skrajnie ubogie.

Wchodzący w skład Mazowieckiego Parku Krajobrazowego Leśny Obszar "Stara Miłosna" jest jednym z ciekawszych rejonów przyrodniczo-krajobrazowych położonych na terenie miasta Wesoła. Uznawany jest za teren o dużych walorach przyrodniczych (Zaręba i in. 1990).

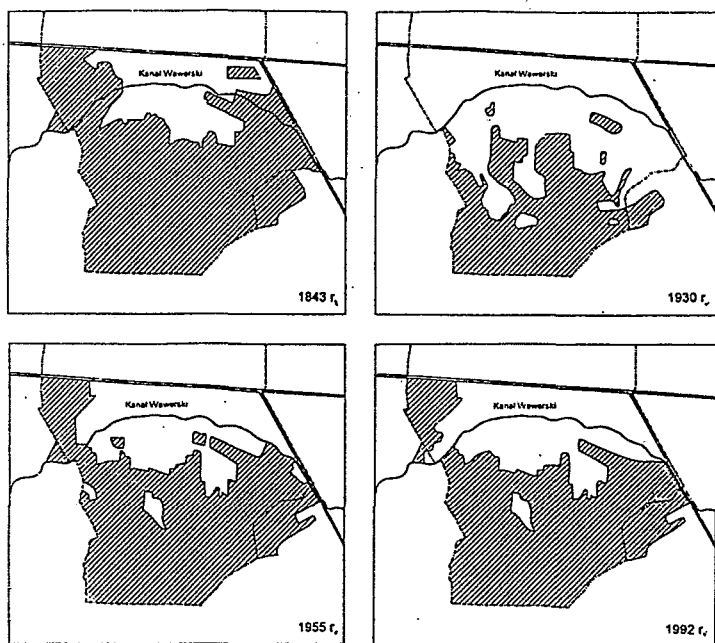
Występujące typy roślinności spełniają wielorakie funkcje, wśród których najważniejsze to: funkcja gleboochronna (utrwalanie wydmy), wodoochronna (retencja wody) i krajobrazowa. Dostarczają one także dużych ilości czystego powietrza. Bliskie położenie osiedla i Warszawy sprawia, że

często wykorzystywane są w celach rekreacyjno-turystycznych.

Zmiany fitocenozy i biotopów leśnych w latach 1843–1992

Na terenie Leśnego Obszaru "Stara Miłosna" za główny czynnik zmieniający fitocenozy i ich biotopy w ostatnich wiekach uznać należy człowieka. Wycinając las dopuszczał do powstawania zwydmień, przemieszczania ich oraz zmian w rzeźbie terenu. Eksploatując torf oraz kopiąc sieć rowów odwadniających zmieniał stosunki wodne oraz inicjował zanikanie torfowisk, których miejsce zajęły lasy bagienne i wilgotne.

Analizowane tereny leśne oraz przyległy do nich od północy obszar, na którym



RYСУNEK 2. Zasięg obszarów leśnych w rejonie Starej Miłosny

buduje się osiedle, należał w XIX wieku do majątku Stara Miłosna.

Według mapy "Topograficzna Karta Królestwa Polskiego" z 1843 roku (w skali 1:126 000) zasięg terenu leśnego był nieznacznie większy tylko we wschodniej części. Przebieg tej granicy przedstawiono na rysunku 2 wraz z zasięgiem terenu leśnego w latach 1930, 1955 i 1992. W latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku teren majątku podzielono na trzy kolonie: Starą Miłosną (obszar budowanego osiedla), Pohulanek i Maciorowe Bagno (Leśny Obszar "Stara Miłosna"), na których wydzielono działki. Po tym okresie notowano przyspieszone tempo zmian w środowisku, polegające na podziale na coraz mniejsze działki, wycinaniu i odnawianiu lasu oraz zmianę użytkowania terenu.

Według mapy z 1889 roku bagno w części wschodniej Kolonii Pohulanek zajmowało powierzchnię dwukrotnie większą niż obecnie. Bagno w części zachodniej

wraz z małym oczkiem wodnym zanikło i zostało zalesione. Tereny wydymowe pokryte były lasem sosnowym. W obniżeniach występował las mieszany. Część terenu była zrębem.

Na terenie Kolonii Maciorowe Bagno, w końcu ubiegłego wieku, rejon południowy był torfowiskiem i łąką, a przyległy las tworzył drzewostan mieszany. Część północną i pas południowo-zachodni (wydymowy) zajmowały drzewostany sosnowe. Część południowo-zachodnią w rejonie Czarnego Stawu była podmokłą.

Od 1905 roku postępuje dalsze rozdrobnienie własności, przy nasilającej się eksploatacji lasu i jego zamianie na grunty orne. Największe parcelacje nastąpiły w latach 1930–1945, doprowadzając do wylesienia lub degradacji drzewostanów. Dobitnie ilustruje to mapa z 1955 roku, na której 1/3 terenu zajmowały zalesienia w wieku do 5 lat.

W latach 1947–1955 następuje zalesienie terenów rolnych najgorszej jakości oraz wydym. Dawna granica lasu praktycznie pokrywa się z obecną.

W analizowanym okresie sukcesywnie następowały zmiany stosunków wodnych na obszarach podmokłych. W latach 1920–1930 na terenie Kolonii Maciorowe Bagno w wyniku eksploatacji torfu powstały zbiorniki wodne. W latach 1940–1942 odbudowano rowy odwadniające na terenach podmokłych Kolonii Pohulanka i Maciorowe Bagno oraz wykonano nowe rowy w rejonie Czarnego Stawu. Na przyległych terenach budującego się obecnie osiedla "Stara Miłosna" w latach 1985–1987 pogłębiono Kanał Wawerski, a w następnych latach prowadzono prace odwodnieniowe przy budowie kanalizacji i wodociągów oraz fundamentowaniu budynków (Szyszko 1991). Wykonano także wzdułuż Kanału ujęcia wód czwartorzędowych dla mieszkańców osiedla. Wymienione działania w istotnym stopniu obniżyły poziom wód podpowierzchniowych na analizowanym Leśnym Obszarze.

Przeprowadzone badania typologiczne wykazały, że na terenie Leśnego Obszaru występują siedliska w stanie naturalnym, zniekształconym i zdegradowanym. Podstawą klasyfikacji stopnia zniekształcenia siedlisk leśnych są kryteria stosowane w praktyce leśnej (*Zasady hodowli lasu* 1990).

Siedliska w stanie zbliżonym do naturalnego występują sporadycznie małymi płatami w rejonie Czarnego Stawu (część pld.-zach) i w rejonie Zagórza (część pld.-wsch.). Z reguły występują one w najstarszych mieszanych drzewostanach na siedliskach borów mieszanych świeżych i borów mieszanych świeżo-wilgotnych. Siedliska te charakteryzują się naturalnymi procesami sukcesji oraz drzewostanami o właściwym składzie gatunkowym.

Za siedliska zniekształcone, dominujące na omawianym terenie, uznano siedliska na gruntach porolnych, o drzewostanach częściowo nie dostosowanych do warunków

siedliskowych, w których forma próchnicy jest pogorszona o 1 lub 1/2 stopnia w stosunku do naturalnej oraz siedliska częściowo przesuszone, co jest szczególnie widoczne w zniekształconej roślinności runa.

Za zdegradowane – stosunkowo nieliczne w Leśnym Obszarze – uznano siedliska z drzewostanami niezgodnymi z warunkami siedliskowymi (zazwyczaj jednogatunkowe sosnowe i brzozowe na średnio żyznych siedliskach), o zubożonej formie próchnicy (o 1–2 stopnie), w wyrobiskach potorfowych oraz na terenach silnie odwodnionych. Obecnie na terenach wyrobisk występują początkowe stadia sukcesji wtórnej, której kierunek prawie wyłącznie zależy od regulowanej przez człowieka gospodarki wodnej.

Zmiany poziomu wód gruntowych na tle siedliskowych typów lasu

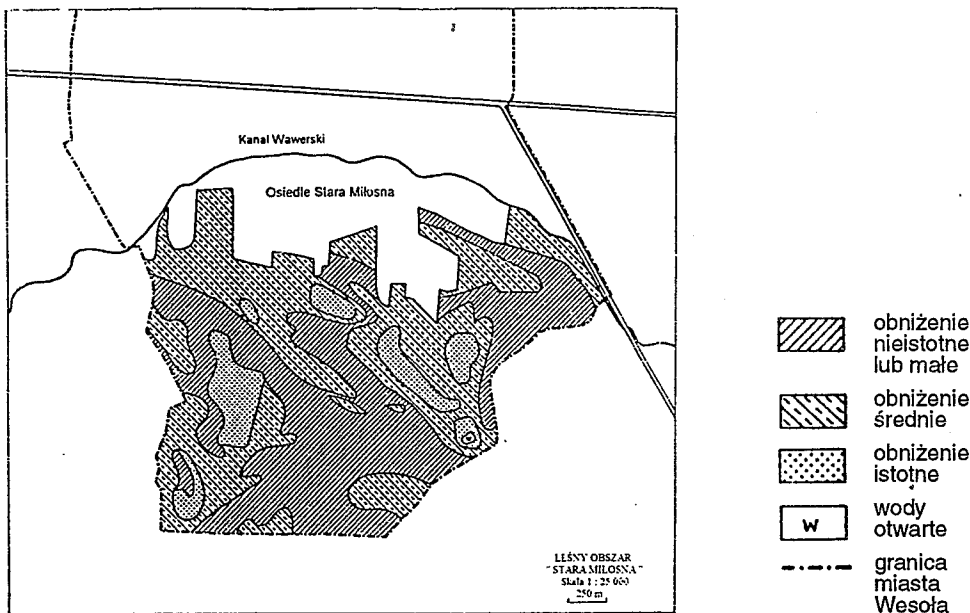
Na analizowanym obszarze, latem 1992 roku, w charakterystycznych punktach wydzielonych typów siedlisk wykonano wiercenia i pomierzono poziomy wody gruntowej, a następnie porównano je z zaleceniami *Zasad hodowli lasu* (tab. 2). Stopień obniżenia wód w aspekcie potrzeb zespołów leśnych z uwzględnieniem siedliskowych typów lasów przedstawiono na rysunku 3.

Z analizy uzyskanych wyników badań wynika, że nastąpiło istotne obniżenie poziomu wody gruntowej w siedliskach borów mieszanych bagiennych (BMb) i fragmentarycznie borów mieszanych silnie wilgotnych (BMw2). Są to bowiem siedliska o podsiąkowej gospodarce wodnej. Poziom wód gruntowych został tu obniżony o 0,7–1,2 m w stosunku do typowych warunków leśnych.

Średnie obniżenie poziomu wód gruntowych nastąpiło na siedliskach świeżo-wilgotnych i wilgotnych: borów mieszanych silnie świeżych (BMśw2), borów mieszanych wilgotnych (BMw1), borów mieszanych silnie wilgotnych (BMw2), lasów mie-

TABELA 2. Zalecane w *Zasadach hodowli lasu* (1990) i notowane w 1992 roku poziomy wód gruntowych w wybranych siedliskach

Siedliskowy typ lasu	Notowane poziomy wody [m]		Zalecane poziomy wody [m]		
	lipiec	wrzesień	pożądany późną wiosną	maksymalny letnio-jesienny	pożądany jesienny
BMśw1		od 1,5 do poniżej 5,0	3,0	5,0	poniżej 3,0–5,0
BMśw2	od 1,5 do poniżej 3,0		0,9	3,0	1,7
BMw1	1,4–1,5	od 0,9 do poniżej 2,0	0,9	2,0	1,3
BMw2	1,1–1,5	1,2–1,5	0,4	1,2	0,9
BMb	0,9	1,2	0,2	0,6	0,4
Bagno	0,9–1,6	1,1–1,8	0,2	0,6	0,2
LMw1	1,4–2,1	1,1–3,2	0,9	2,0	1,3
LMw2	0,9		0,4	1,2	0,7



RYSUNEK 3. Stopień obniżenia wód gruntowych w aspekcie potrzeb zespołów leśnych z uwzględnieniem siedliskowych typów lasu

szanych wilgotnych (LMw1) oraz lasów mieszanych silnie wilgotnych (LMw2), tj. na siedliskach o opadowo-podsiąkowej gospodarce wodnej, na których rośliny korzystają zarówno z wody opadowej, jak i gruntowej. Poziom wód gruntowych w omawia-

nej grupie siedlisk jest generalnie w strefie zasięgu systemów korzeniowych, ale jego obniżenie o 0,5–1,0 m w stosunku do zalecanych według typologii leśnej warunków leśnych siedlisk wilgotnych, w istotnym stopniu wpływa na rozwój roślinności.

Nieistotne dla warunków wzrostu i rozwoju roślinności leśnej obniżenie poziomów przypowierzchniowych wód gruntowych nastąpiło na siedliskach świeżych (bory świeże – Bśw1, bory mieszane świeże – BMśw1, lasy mieszane świeże – LMśw1). Na siedliskach tych dominuje ombrofilny (opadowy) typ gospodarki wodnej i rośliny korzystają w zasadzie wyłącznie z wody opadowej. Poziom wód gruntowych w omawianej grupie siedlisk jest generalnie poza zasięgiem systemów korzeniowych, dlatego też jego obniżenie (bliżej nieznane) uznano za nieistotne dla potrzeb rozwoju roślinności (głównie leśnej).

W miarę rozbudowy osiedla "Stara Miłosna" istniejąca gospodarka wodna w Leśnym Obszarze będzie dodatkowo uwarunkowana poborem wód czwartorzędowych z ujęć w pasie położonym wzdłuż Kanału Wawerskiego. Poziom wód gruntowych w północnej części Obszaru może obniżyć się jeszcze około 0,5 m (Kazimierski i in. 1994). Stanowiąc to będzie dodatkowe zagrożenie dla równowagi istniejącego tu układu ekologicznego.

Potencjalna roślinność naturalna

Obrazem walorów środowiska przyrodniczego, a szczególnie jego roślinności jest potencjalna roślinność naturalna (Matuszkiewicz i Kozłowska 1981).

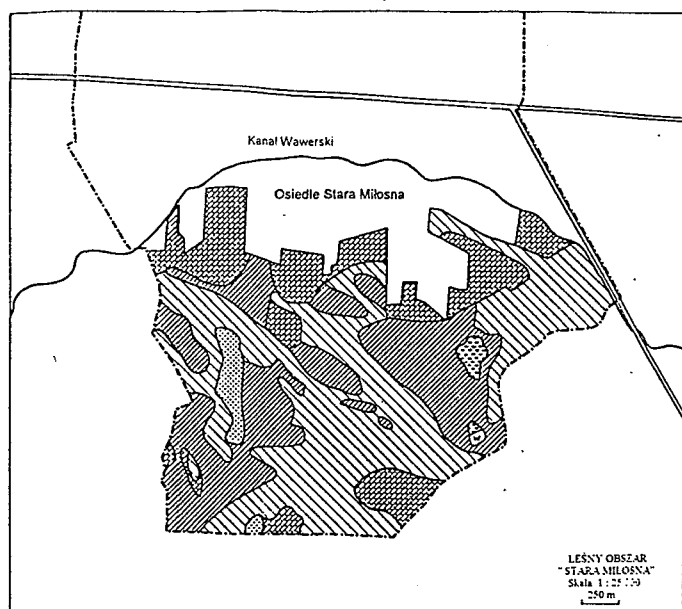
Wykonana dla Leśnego Obszaru "Stara Miłosna" mapa potencjalnej roślinności naturalnej, przedstawiona na rysunku 4, wykazuje, iż na terenie tym powinny dominować bory mieszane *Pino-Quercetum* (wariant świeży i wilgotny) oraz ubogie postacie grądów trzcinikowych (*Tilio-Carpinetum* (głównie wariant świeżo-wilgotny).

Bory mieszane powinny tworzyć drzewostany sosnowe ze znaczną domieszką dębu bezszypułkowego (na siedliskach świeżych) i dębu szypułkowego (na siedliskach wilgotnych) oraz mniejszą brzozy i

osiki (tylko na siedliskach wilgotnych). Miejscami w borach mieszanych w dolnej warstwie drzew rosnąć winny dęby. Podszyt zaś powinien być dość liczny i składać się m.in. z dębów, jałowca (głównie siedliska świeże), kruszyny, brzozy oraz wierzb (siedliska wilgotne). Zbiorowiska te w przyszłości należy zabezpieczyć przed nadmiernym osuszeniem. Należy podkreślić, iż wiele obecnych drzewostanów rosnących na siedliskach omawianych zespołów ma skład gatunkowy i strukturę prawie odpowiadającą docelowej lub stwarzającą szansę stosunkowo szybkiego jej uzyskania.

Grądy (*Tilio-Carpinetum*) powinny zajmować znacznie mniejsze powierzchnie niż bory mieszane i najliczniej być reprezentowane przez ubogie grądy wilgotne i świeżo-wilgotne, z drzewostanami sosnowo-dębowymi (z panującym dębem szypułkowym), z dość liczną domieszką brzozy i osiki i pojedynczymi grabami w warstwie dolnej drzew. Mniejsze powierzchnie mogą zajmować siedliska świeże z drzewostanami sosnowo-dębowymi (z panującym dębem bezszypułkowym), z domieszką brzozy oraz dębami i grabami w dolnej warstwie drzew.

Pozostałe zbiorowiska (zespoły): łęgi olszowo-jesionowe (*Corcao-Alnetum*) i zarośla wierzbowe (typu *Salici-Franguletum*) związane są z terenami o wysokich poziomach wód gruntowych. Łęgi olszowo-jesionowe są zbiorowiskami antropogenicznymi i występują głównie w wyrobiskach potorfowych. Obecnie porastają je młodniki brzożowe, zaś w przyszłości tworzyć je powinny liściaste wielowarstwowe drzewostany olszowo-jesionowe z domieszką wiązów, dębu szypułkowego oraz z jesionem i czeremchą zwyczajną w warstwie dolnej drzew. Zarośla wierzbowo-kruszynowe zaś są zbiorowiskami naturalnymi, występującymi na torfowiskach przejściowych i podobny charakter powinny zachować w przyszłości.



RYSUNEK 4. Potencjalna roślinność naturalna:

- Pino-Quercetum* (bór świeży) wariant świeży
- Pino-Quercetum* (bór mieszany) wariant wilgotny
- Tilio-Carpinetum* (las mieszany) ubogi wariant świeży
- Tilio-Carpinetum* (las mieszany) ubogi wariant wilgotny
- Circae-Alnetum* (ols, łęg jesionowo-olsowy)
- Salici-Franguletum*, *Scheuchzeria-Caricetea fuscae* (zarośla z wierzbami i kruszyną)
- wody otwarte
- granica miasta Wesoła

Potrzeby i możliwości kształtowania środowiska przyrodniczego

Do istniejącego obecnie stanu warunków siedliskowych roślinność i fauna łądowa przystosowuje się, niektóre gatunki zanikają, inne pojawiają się. Większość gatunków związanych ze zbiornikami wodnymi została wyparta ze środowiska. Należy jednak mieć świadomość, że powstaje w ten sposób nowy układ ekologiczny.

Można również rozważać możliwość renaturyzacji stosunków wodnych i krajobrazów roślinnych na niektórych fragmentach Leśnego Obszaru, zgodnie z koncepcją

ustanowioną prawnie przez MRN w Wesołej w roku 1988 (Szyszko 1991). Wychodzi się z założenia, że poziomem odniesienia do przywrócenia istniejących tu stosunków wodnych powinien być stan z lat siedemdziesiątych XX wieku. W latach tych rozwijały się już wszystkie obecne drzewostany omawianego terenu i dlatego uznanie wymienionego okresu za poziom odniesienia do renaturyzacji wiąże się z najmniejszymi przekształceniami środowiska i krajobrazu Leśnego Obszaru "Stara Miłosna". Przyjęcie natomiast za poziom odniesienia stanu z lat czterdziestych obecnie

go wieku wiązałoby się z podtopieniem niektórych terenów i usunięciem z nich lasów, które w wypadku ich pozostawienia ulegną obumarciu.

Pożądane podniesienie zwierciadła wód gruntowych można szacować na około 0,5–1,0 m w siedliskach świeżych i około 0,2–0,5 m w siedliskach wilgotnych w stosunku do poziomu z lipca i września 1992 roku (tab. 2). Rozwiązanie to pozwoliłoby na uzyskanie umiarkowanych poziomów wód gruntowych w okresie wiosennym (zblizonych do poziomów zalecanych przez *Zasady hodowli lasu* 1990) i stworzenie w miarę dogodnych warunków wzrostu dla obecnej szaty roślinnej.

Generalnie można dopuścić, by wprowadzane zmiany poziomów wód gruntowych nie powodowały różnic większych niż 1 wariant uwilgotnienia siedliska (1/2 typu siedliskowego lasu), to znaczy, iż świeże siedliska mogą stać się silnie świeże, silnie świeże – umiarkowanie wilgotnymi, a umiarkowanie wilgotne – silnie wilgotnymi itd.

Do podniesienia poziomu wody gruntowej i stabilizacji stosunków wodnych w Leśnym Obszarze "Stara Miłosna" można wykorzystać wody z oczyszczalni ścieków przyległego osiedla. Z oczyszczalni mechaniczno-biologicznej wody pościekowe proponuje się skierować do oczyszczalni "korkzeniowych", a następnie do zbiorników retencyjnych. W zależności od potrzeb wody już I klasy czystości tłoczyć można na teren lasu i rozprowadzać grawitacyjnie siecią istniejących rowów. Szczegółowe rozwiązania projektowe i prognozę podniesienia wód gruntowych podano w pracach Pawłata i in. (1992, 1994). Z przeprowadzonej inwentaryzacji i waloryzacji przyrodniczej wynika, iż przyszłe nawodnienia powinny ograniczać się do centralnej i południowych części Leśnego Obszaru. Poziom wód gruntowych w pierwszej kolejności powinien być podniesiony na terenach siedlisk wilgotnych i bagiennych – obecnie przesuszonych (rys. 4).

Wnioski

1. Leśny Obszar "Stara Miłosna" charakteryzuje się dużymi walorami przyrodniczo-krajobrazowymi. Tworzy je różnorodna rzeźba terenu oraz mozaika układów przestrzennych siedlisk borów mieszanych i lasów mieszanych. W zbiorowiskach roślinnych dominują bory mieszane *Pino-Quercetum* oraz wilgotniejsze warianty ubogich grądów *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*. Ich znaczenie gospodarcze jest małe, przyrodnicze zaś duże.

2. Środowisko przyrodnicze Leśnego Obszaru jest systematycznie przekształcane, głównie w wyniku działalności człowieka. Największe zmiany w środowisku wystąpiły po roku 1870. W okresie tym las dzielono na działki oraz wycinano i odnawiano. Eksploatowano torf, zmieniano użytkowanie terenu. Nastąpiło obniżenie poziomu wody gruntowej w wyniku wykonania rowów odwadniających na przełomie XIX i XX wieku, a w ostatnich latach pogłębienia Kanału Wawerskiego i prac odwodnieniowych na osiedlu "Stara Miłosna". Efektem tych zmian jest pogorszenie się warunków wzrostu i rozwoju roślinności leśnej oraz powstawania na niektórych fragmentach nowych układów ekologicznych, szczególnie siedliskowych. Proces ten może być przyspieszony po uruchomieniu istniejących ujęć wód czwartorzędowych na potrzeby osiedla.

3. Analizując rozwój środowiska przyrodniczego Leśnego Obszaru "Stara Miłosna" można rozpatrywać dwa scenariusze: dalsze dostosowanie biocenozy do istniejących siedlisk lub rozpoczęcie procesu renaturyzacji.

W warunkach obniżania się poziomu wód gruntowych w siedliskach dawniej wilgotnych i podmokłych roślinność typowa ustąpi miejsca drzewostanom złożonym głównie z brzozy, z dużym udziałem gatunków ubikwistycznych w runie.

Podjęcie procesu renaturyzacji powinno polegać na ustabilizowaniu stosunków

wodnych, a następnie powolnym procesie regeneracji szaty roślinnej. Poziomem odtworzenia stosunków wodnych powinien być stan warunków z lat siedemdziesiątych XX wieku. Do nawodnień siedlisk wilgotnych i bagiennych, obecnie przesuszonych, proponuje się wykorzystywać wody pościekowe z osiedla "Stara Miłosna", oczyszczzone do I klasy czystości.

Literatura

- WIŃSKI I. 1987: *Dokumentacja hydrogeologiczna zasobów wód podziemnych z utworów czwartorzędowych w kat. "B" terenu ujęcia w Starej Miłosni*. Przeds. Zaop. Rol. w Wodę "WODROL", Pruszków (maszynopis).
- KAZIMIERSKI B., SIKORSKA-MAYKOWSKA M., KROGULEC E. 1994: *Projekt stref ochronnych ujęć wód podziemnych w Starej Miłosni dla osiedla mieszkaniowego*. Warszawa (maszynopis).
- MATUSZKIEWICZ I. M., KOZŁOWSKA A. 1981: *Założenia teoretyczne, metody i technika wykonywania przeglądowej mapy roślinności naturalnej (na przykładzie badań fitosocjologicznych na Wysoczyźnie Siedleckiej)*. *Fragm. Flor. et Geob.* XXVII, 1–2.
- Naczelny Zarząd Lasów Państwowych, 1990: *Zasady hodowli lasu. Podstawy siedliskowe*. PWRiL Warszawa.
- PAWŁAT H. i in. 1992: *Możliwości wykorzystania wód z oczyszczalni ścieków w Starej Miłosni do renaturyzacji stosunków wodnych na terenach przyległych*. Wyd. Mel. i Inż. Środowiska SGGW, Warszawa (maszynopis).
- PAWŁAT H., WANKE A., WIENCLAW E. 1994: *Możliwości wykorzystania wód z oczyszczalni ścieków w Starej Miłosni do poprawy warunków wodnych przyległych ekosystemów leśnych i miejskich*. *Przegl. Nauk.* z. 5; 41–49.
- SARNACKA Z. 1980: *Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski*. Arkusz Warszawa-Wschód.
- SZYŻKO J. 1992: *Ekologicznie i ekonomicznie. Pomysł na Starą Miłosną*. Za Zieloną Altemnatywą z. 3. Wydaw. Sejmowe.

ZARĘBA R., ZIELONY R., NOWAKOWSKA J. 1990: *Zespoły lasów i łąk miasta Wesola i ich stopień synantropizacji*. Urząd Miejski w Wesolej (maszynopis).

Summary

Changes in the environmental conditions of the Forest Region "Stara Miłosna". The Forest Region "Stara Miłosna" occupies the northern part of the Mazowiecki Landscape Park. As a result of diversified topography and varied plant cover (Fig. 1), the scenic beauty and the environmental values of the Region are very high.

Natural environments of the Forest Region underwent dynamic changes caused by human impacts. It was possible to analyze these changes for the time period 1843–1992. During this time, the forests were subjected to both destruction and renewal. There were also significant changes in land use practices (Fig. 2). As a result of drainage projects, especially in the last 30 years, ground water table has lowered significantly. All these changes lead to the deterioration of growth conditions for vegetation, and, in some cases, to the development of new types of ecosystems.

A further development of the natural environments in the Forest Region will probably be distinguished by adjustment processes of biocoenoses to the existing habitats. In the case of drained habitats, typical hygrophilous vegetation will be replaced by pioneer stands, consisting mainly of birch and some other eurotypic species.

The possibility of renaturalization of the habitats was also considered. There will be a possibility to reconstruct water regime of habitats as occurred in the seventies. This would allow original plant communities to recover. To this end, it is proposed to use the cleaned (I class) water from the adjacent housing estate "Stara Miłosna".

Author's address:

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

Andrzej CIEPIEŁOWSKI

Katedra Budownictwa Wodnego SGGW

Bożena KUĆMIEROWSKA

Zakład Gospodarki Wodnej IBL

Badania wpływu pożarów lasu na zmiany obiegu wody

Wprowadzenie

Jednym ze zjawisk nadzwyczajnych, nie kontrolowanych przez człowieka są pożary lasu, powodujące niszczenie ekosystemów leśnych i jego elementów: drzewostanów, runa leśnego, fauny itp. W ich wyniku następują zmiany w mikroklimacie, atmosferze, siedliskach leśnych, glebie i obiegu wody.

Skutki ekologiczne pożarów lasu ujawniają się głównie w postaci:

- wzrostu zanieczyszczeń powietrza,
- uszczuplenia źródeł tlenu,
- zmiany cyrkulacji powietrza i materii,
- zatracania właściwości lasu – regulatora temperatury,
- spotęgowania zjawiska efektu cieplarnianego,
- naruszenia podstawowego piętra troficznego w biocenozie,
- zmiany struktur biocenotycznych i kierunku sukcesji ekologicznej,
- powstawania ognisk gradacyjnych szkodliwych owadów leśnych i grzybów,
- pogorszenia warunków życia flory i fauny leśnej, względnie zaniku niektórych gatunków,
- zniszczenia warstwy próchnicznej w glebach leśnych,
- ograniczenia korzystnych hydrologicznych funkcji lasu,

- zwiększenia erozji gleb,
- zmniejszenia powierzchni rekreacyjno-wypoczynkowej.

W celu ograniczenia niekorzystnych ekologicznie skutków pożarów lasu należy **tworzyć przeciwpożarowe pasy biologiczne** (w postaci zagospodarowanych stref leśnych) oraz wykorzystywać mikrozmienność siedliskową do wprowadzania drzewostanowych i krzewiastych gatunków liściastych, co w efekcie pozwoli ograniczyć rozprzestrzenianie się pożaru, oraz **przy zalesieniu pożarzysk preferować liściaste gatunki drzew** (udział procentowy zależny od rodzaju gleby). Sadzonki stosowane do zalesień powinny być zaopatrzone we właściwe mikoryzy określające symbiotyczne współżycie korzeni z grzybami (Gorzelać, Ciepielowski i in. 1994).

W wyniku pożaru w zlewni zalesionej zostaje zachwiana dotychczasowa proporcja między parametrami hydrologicznymi tworzącymi cykl obiegu wody. Zmieniają się bowiem warunki do retencjonowania, straty bilansowe i odpływ wody. W wyniku mniejszego zużycia wody przez las powinny zwiększać się zasoby dyspozycyjne wód podziemnych. Zanikowi ulegają właściwości regulacyjne lasu pod kątem kształtowania odpływu. Proces topnienia śniegu przebiega wówczas gwałtownie, co sprzyja powstawaniu wezbrań. Zwiększa się ilość

opadów dochodzących do powierzchni terenu na skutek zaniku procesu intercepcji lasu.

Zainteresowania badawcze ZGW IBL koncentrują się wokół zmian ilościowych i jakościowych zasobów wodnych w zlewni zalesionej, tj. wód występujących w atmosferze, biosferze, pedosferze oraz zmiany zasobów wód w zbiornikach powierzchniowych (sztucznych i naturalnych) i sieci cieków. Problem jest ważny ze względu na dużą częstotliwość, a ostatnio coraz większą liczbę pożarów i znaczne powierzchnie spalone w Polsce (tab. 1).

W stosunku do największych pożarów, jakie zdarzyły się w ostatnim okresie w niektórych regionach świata, np. pożar w Kalifornii – Park Yellowstone (USA) w 1988, gdzie spalonych zostało 400 tys. ha lasu, czy w Kanadzie w 1989 r. – 7,5 mln ha lasów, największe pożary w Polsce w 1992 obejmujące 33 334 ha nie są zatem tak wielkie. Biorąc pod uwagę zagrożenie lasów, Polska (83%) przoduje w Europie (65%) i na świecie (40%). Spośród pożarów, które wystąpiły w polskich lasach w ostatnich latach, największe zniszczenia wywołał pożar koło Rud Raciborskich w sierpniu 1992 r., obejmujący obszar 9050 ha lasu.

Podstawowe pojęcia

Przez pojęcie pożaru lasu rozumiemy nie kontrolowany proces spalania drzewostanu i elementów drzew, koron, pni, korze-

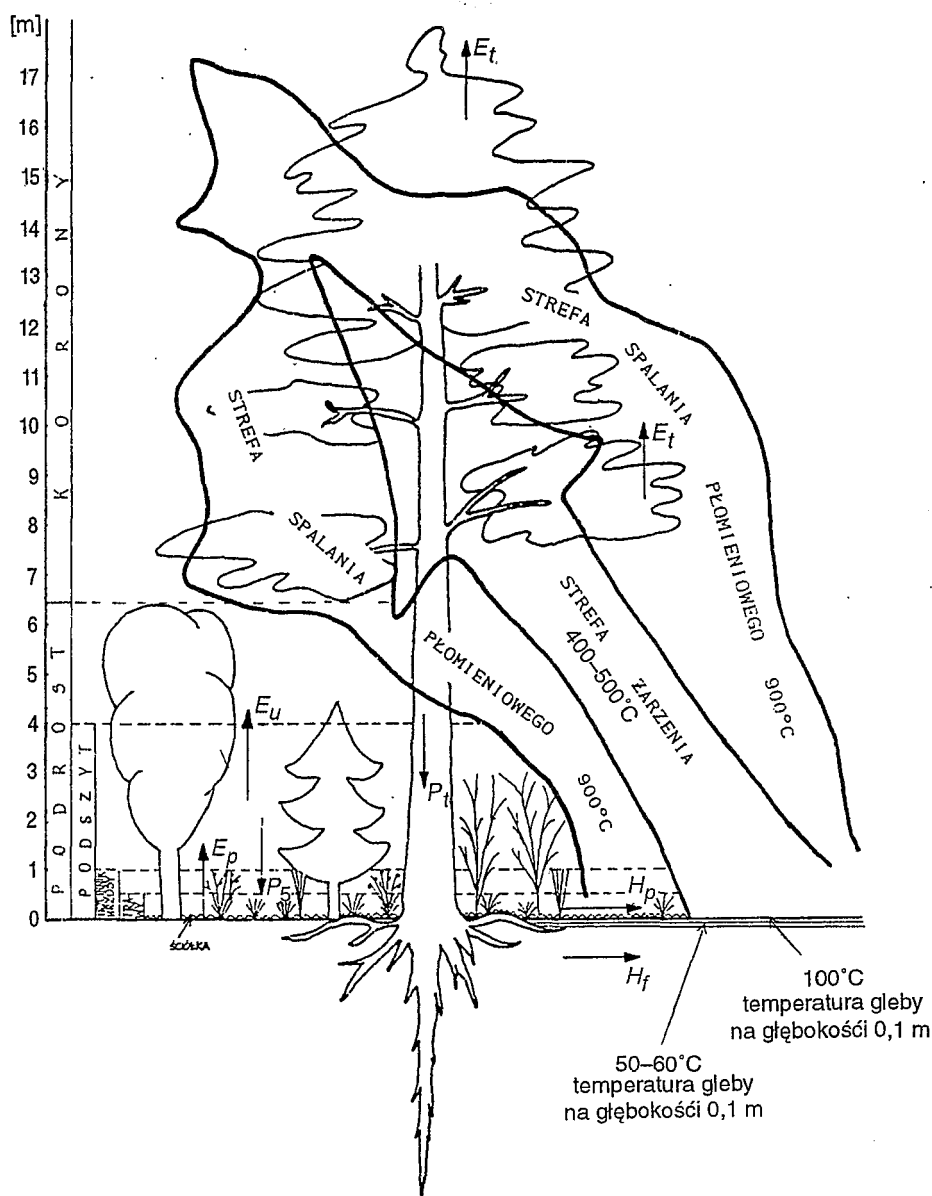
ni, podrostu i podszytu, runa, ściółki i górnej warstwy próchnicznej gleb. Jest to proces o charakterze termicznym, powstały przy sprzyjających warunkach meteorologicznych – wysokiej temperaturze powietrza, małych opadach i silnym wietrze. Temperatura powietrza w strefie spalania płomieniowego dochodzi do 900°C, a temperatura gleby na głębokości 0,2 m często przekracza 50°C, na głębokości zaś 0,1 m – 100°C. W strefie nie objętej bezpośrednio płomieniami, tzw. strefie żarzenia, temperatura wynosi nawet 500°C (rys. 1). Pożarom towarzyszy powstawanie dymów i popiołów.

Przez pojęcie dymu pożarowego rozumiemy mieszaninę gazów spalinowych (pożarowych) i części stałych, powstających wskutek niepełnego rozkładu termicznego części spalonych, sadzy, par cieczy palnych itp. Na skutek spalenia 1 tony leśnych materiałów palnych (np. z powierzchni 150 m² boru sosnowego w wieku 35 lat) są emitowane znaczne ilości pierwiastków i związków chemicznych: metanu, tlenków węgla, azotu i siarki, należących do grupy gazów szklarniowych. Dymy te w znacznym stopniu wywierają wpływ na ekosystemy leśne.

Popioły stanowią rezydualne części stałe powstające po spalaniu substancji organicznej, która nie została uniesiona z dymem podczas procesu spalania. Popioły powstałe w wyniku pożarów lasu mają właściwości nawozowe, ze względu na zawartość potasu, wapnia i magnezu. Popioły neutra-

TABELA 1. Liczba pożarów i wielkość powierzchni spalonych lasów państwowych w latach 1988–1993

Rok	Liczba pożarów	Powierzchnia spalona [ha]	% pow. spalonych w stosunku do ogólnej powierzchni lasów w Polsce
1988	2781	3063	0,035
1989	4100	5096	0,058
1990	4137	5029	0,058
1991	3008	2110	0,024
1992	9305	33334	0,382
1993	8672	4994	0,057



RYСУNEK 1. Rozkład temperatury podczas pożaru lasu oraz elementy obiegu wody, które ulegają zmianie po pożarze (objaśnienia równań 1-7)

lizują odczyn pH w kierunku od obojętnego do zasadowego. Powinny być przede wszystkim wykorzystywane do nawożenia gleb w rejonach przemysłowych, nawiedzanych przez kwaśne deszcze.

Pożary lasów, podobnie jak powodzie, pociągają za sobą ofiary w ludziach i straty materialne, wymierne lub niewymierne. Do strat wymiernych należą zniszczenia w drzewostanie wyrażone w kosztach spalo-

nych drzew lub kosztach powierzchni wypalonych. Do strat niewymiernych należą straty spowodowane zniszczeniem niepowtarzalnych gatunków flory i fauny leśnej oraz zanikiem rekreacyjnych funkcji lasu. Są one trudne do oceny i dlatego wprowadza się wielkości porównawcze – zastępcze. Wartość strat ekonomicznych wynosi przeciętnie 40 mln zł (wg cen z 1992) za 1 ha spalonego lasu, a maksymalnie może przekraczać 100 mln zł.

Jako jednostki charakteryzujące pożar przyjmuje się obwód (km/h^1), powierzchnię (km^2) lub przyrost (km^2/h^1).

Pożar jako zjawisko ma charakter losowy, nie daje się zatem ściśle przewidzieć miejsca, czasu, zasięgu jego występowania. Pożary i powodzie w lasach, obok cech wspólnych – są zjawiskami nadzwyczajnymi, wywołują straty i mają charakter losowy, różnią się tylko genezą. Powstawanie pożaru jest zależne od nieprzemysłanej lub wręcz celowej (podpalanie) działalności człowieka, natomiast powódzie to efekt zwiększonego zasilania, np. deszczami nawalnymi lub gwałtownym tajaniem śniegu w sprzyjających warunkach pogodowych i środowiskowych. Wynika stąd, że chociaż zjawiska te mają charakter losowy, jednak w odróżnieniu od losowości powodzi, losowość pożaru związana jest głównie z czynnikiem antropogenicznym, a nie genetycznym.

Pożar w Rudach Raciborskich

Pożar lasów wokół Rud Raciborskich, który trwał 19 dni (od 26.08.1992 do 13.09.1992 r.), nazwano pożarem stulecia, objął powierzchnię 9060 ha lasów w nadleśnictwach: Rudy Raciborskie, Rudzieniec, Kędzierzyn należących do Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach.

W sierpniu 1992 r. zaistniały w okolicy Rud Raciborskich ekstremalne warunki

meteorologiczne do powstania pożaru, a mianowicie:

- W ciągu dnia temperatura powietrza przekraczała 30°C i utrzymywała się przez wiele dni, co spowodowało w lasach iglastych (głównie sosnowych) obfite wydzielanie się olejków eterycznych, które w rozgrzanym powietrzu tworzyły mieszaninę łatwopalną;
- Długi okres bezopadowy; od maja 1992 r. nie wystąpiły żadne opady atmosferyczne na obszarze objętym pożarem;
- Silny wiatr, którego prędkość przekraczała 60 km/h , a w porywach dochodziła do 120 km/h .

Powstaniu i szybkiemu powiększaniu się powierzchni pożaru dodatkowo sprzyjało suche runo złożone z łanów traw i paproci oraz sucha ściółka leśna i duża ilość posuszu. Warstwa murszu w podłożu miejscami przekraczała $0,2 \text{ m}$ miąższości, co znacznie utrudniało gaszenie.

Pożar rozprzestrzeniał się niezwykle szybko na skutek przerzutów dochodzących nawet do 1 km i po 2 godzinach obejmował już 80 ha , po 8,5 godzinie – 2200 ha zamkniętych obwodem ponad 31 km . W kulminacyjnym momencie obwód pożaru wynosił $112,7 \text{ km}$. Ponad 10 tys. osób uczestniczyło w gaszeniu pożaru, w tym (567 sekcji straży pożarnej) – podczas którego użyto ciężkiego sprzętu mechanicznego, 26 samolotów, 4 helikoptery, 73 ciągniki i 36 cystern kolejowych. Zginęły dwie osoby. Straty po pożarze oszacowano na 355 mld zł .

Pożarzysko koło Rud Raciborskich zostało wybrane przez Zakład Gospodarki Wodnej IBL do badania zmian obiegu wody.

Koncepcja badań

Koncepcja metodologiczna studiów polega na badaniu zmian obiegu wody w terenie wypalonym, reprezentowanym

¹ h – godzina

przez zlewnię potoku Br-6 (rys. 2), zamkniętą profilem hydrometrycznym przy drodze Kotlarnia-Gliwice ($A = 1,8 \text{ km}^2$) w porównaniu ze zmianami, jakie występują na obszarze nie spalonym, reprezentowanym przez zlewnię potoku Buk (rys. 3), zamkniętą profilem w Rudach koło ośrodka wypoczynkowego KWK "Knurów" w Rudach ($A = 2,6 \text{ km}^2$).

Zmiany obiegu wody w zlewni objętej pożarem w stosunku do zmian obiegu wody w zlewni leśnej są podstawą badań. Studia porównawcze mogą zmierzać także do oceny funkcji lasu jako filtra zanieczyszczeń powietrza.

Wychodząc z równania bilansu wodnego Pencka-Oppokowa, charakteryzującego obieg wody w zlewni leśnej można napisać, że

$$P - H = E \pm \Delta R \quad (1)$$

$$P = \sum_{n=1}^n P_n = P_1 + P_2 + P_3 + P_4 \quad (2)$$

$$H = \sum_{n=1}^n H_n = H_p + H_f - H_{gd} + H_g \quad (3)$$

$$E = \sum_{n=1}^n E_n = E_p + E_t + E_i + E_u \quad (4)$$

$$\Delta R = \sum_{n=1}^n R_n = \Delta R_p + \Delta R_a + \Delta R_g + \Delta R_f \quad (5)$$

określając E_i przez

$$E_i = \sum_{n=1}^n P_n - (P_s + P_t) \quad (6)$$

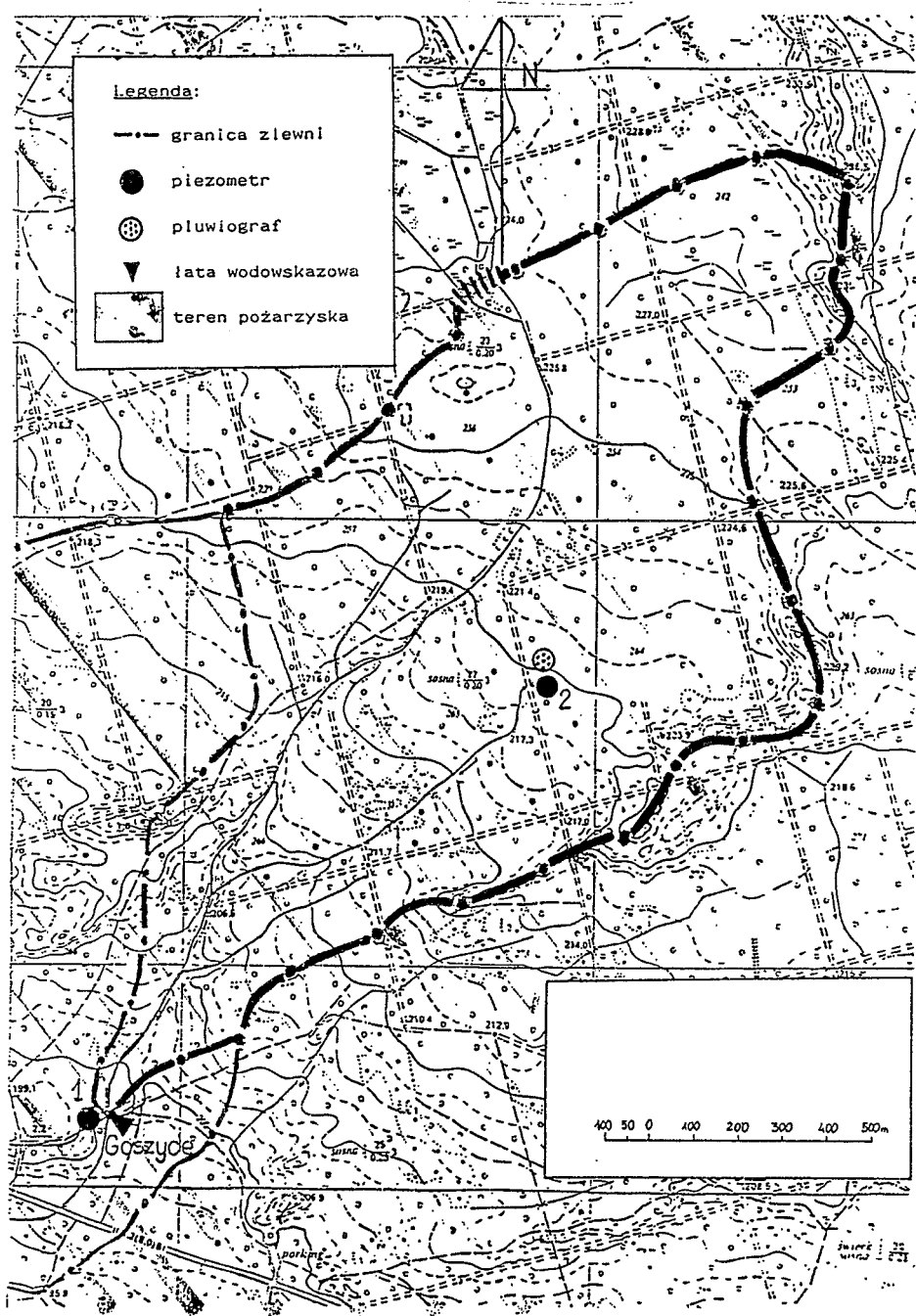
równanie rozwiniętego bilansu wodnego zlewni leśnej przybiera postać:

$$P_s \uparrow + P_t = H_p \uparrow + H_f \uparrow - H_{gd} + H_g + E_p \uparrow + E_t + E_u + \Delta R_p \downarrow + \Delta R_a \uparrow + \Delta R_g + \Delta R_f \quad (7)$$

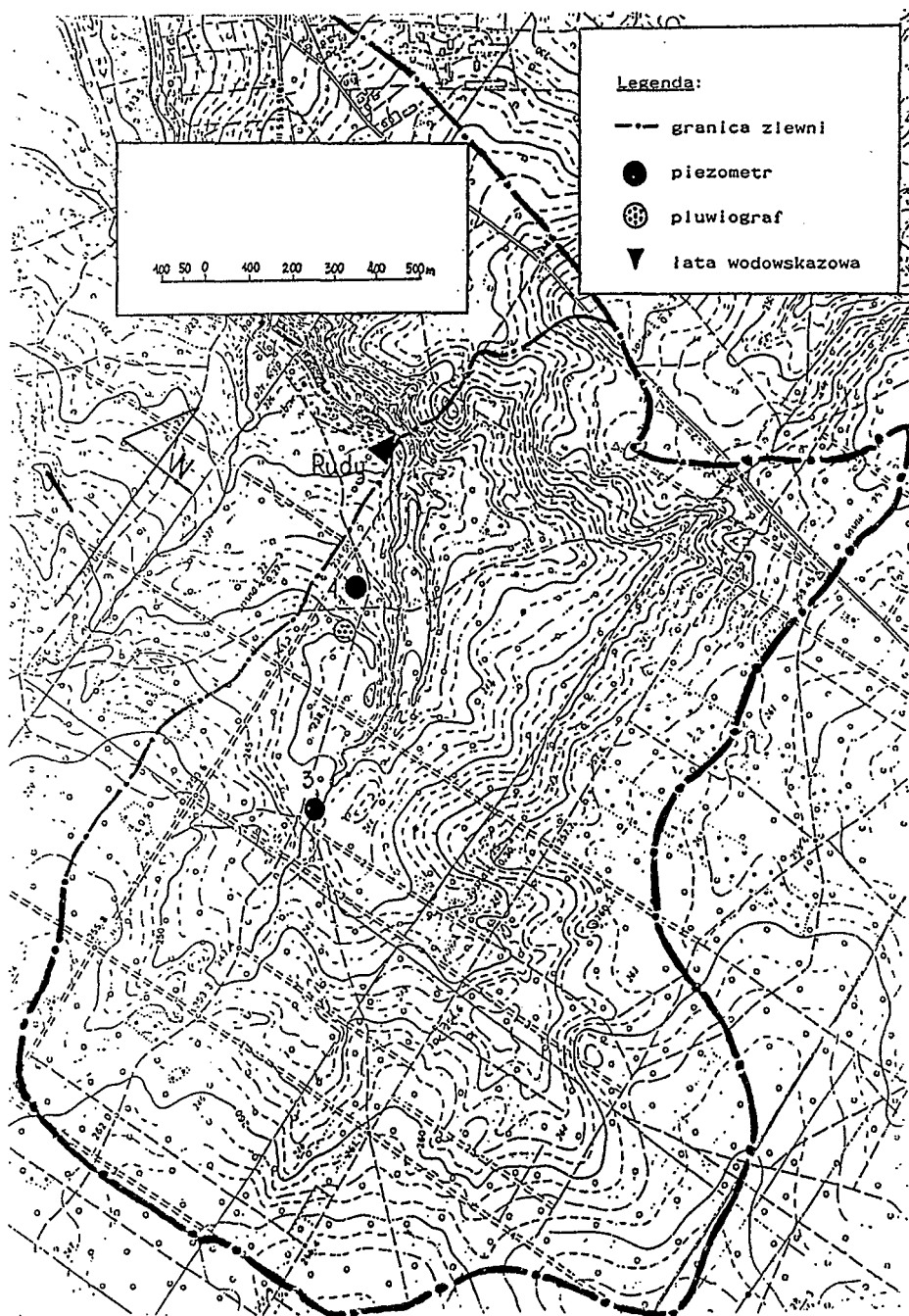
gdzie:

- P – opad całkowity,
- P_1 – opad atmosferyczny zmierzony standardowo na wys. 1 m,
- P_2 – dodatkowa wielkość opadu wynikająca z systematycznych błędów pomiarowych,
- P_3 – opad poziomy (sadź, szron, mgła),
- P_4 – woda pochodząca z kondensacji pary wodnej na powierzchni gruntu i w glebie (rosa),
- P_s – ilość wody, która przez pokrywę leśną dociera do powierzchni gruntu,
- P_t – ilość wody spływającej wzdłuż pni drzew,
- H – odpływ,
- H_p – odpływ powierzchniowy,
- H_f – odpływ podpowierzchniowy ze strefy wahań wód podziemnych,
- H_{gd} – dopływ wód podziemnych do zlewni,
- H_g – odpływ podziemny do cieków,
- E – parowanie całkowite,
- E_p – parowanie z gleby, śniegu lub obszarów o podłożu nieprzepuszczalnym,
- E_t – ewapotranspiracja i parowanie z koron drzew,
- E_i – straty na intercepcję przez liście i gałęzie,
- E_u – parowanie z roślinności podokapowej i dna lasu oraz ze ściółki,
- ΔR_p – zmiany retencji powierzchniowej,
- ΔR_a – zmiany retencji w strefie areacji (napowietrzenia),
- ΔR_g – zmiany retencji w strefie saturacji (długookresowe wahania wody),
- ΔR_f – zmiany retencji w strefie podpowierzchniowej saturacji (krótkookresowe wahania wody).

W równaniu (7) podkreślono te parametry bilansu wodnego, które uległy zmianie w wyniku pożaru lasu, a strzałkami oznaczono kierunek zmian; strzałka ku górze



RYSUNEK 2. Zlewnia potoku Br-6



RYSUNEK 3. Zlewnia potoku Buk

ilustruje wzrost elementu ku dołowi zaś – spadek wartości tego elementu.

Charakterystyka badanych zlewni i ich oprzyrządowanie

Zlewnie ZGW IBL leżą w obrębie plejstocenijskiej równiny denudacyjnej, pokrytej wydymami w Kotlinie Raciborskiej, która usytuowana jest w południowo-wschodniej części Niziny Śląskiej (Kondracki 1981). Tereny badawcze położone są około 70 km na zachód od Katowic i nieco ponad 10 km oddalone od siebie.

Zlewnia potoku Br-6 znajduje się na obszarze pożarzystka na północ od drogi Gliwice-Kotłarnia. Źródła potoku znajduje się na wysokości 226 m n.p.m. (tab. 2), na

północny wschód od miejscowości Kotłarnia, na obszarze torfowisk. Potok płynie w kierunku południowo-wschodnim, aby następnie łagodnym łukiem po około 500 m przybrać kierunek południowo-zachodni, aż do drogi Gliwice-Kotłarnia. Poniżej drogi potok skręca na zachód, a około 600 m dalej raptownie zanika w obrębie kopalni piasku "Kotłarnia". Ujście potoku do Bierawki znajduje się na wysokości 194 m n.p.m. Całkowita długość potoku wynosi 3,8 km, powierzchnia zlewni topograficznej – 4,8 km², średni spadek koryta – 8,4%.

Pożarem został objęty prawie w całości las sosnowy porastający zlewnię. Pozostały tylko niewielkie skupiska drzew. W grudniu 1993 r. resztki drzew zostały wycięte, korzenie wykarczowane, teren przeorano, a

TABELA 2. Cechy fizycznogeograficzne zlewni potoku Br-6 po profil wodowskazowy Goszyce i potoku Buk po profil wodowskazowy Rudy

Nazwa parametru	Symbol	Wymiar	Zlewnia	
			wylesiona potoku Br-6	zalesiona potoku Buk
Powierzchnia zlewni	A	km ²	1,8	2,6
Długość działu wodnego	P	km	6,55	7,25
Długość maksymalna zlewni	L	km	2,73	2,07
Średnia szerokość zlewni	W _{sr}	km	0,685	1,26
Maksymalna szerokość zlewni	W _{max}	km	1,23	1,83
Wysokość najwyższego punktu zlewni	H _{max}	m n.p.m.	236	268
Wysokość źródeł	H _z	m n.p.m.	226	247
Wysokość ujścia ciek	H _o	m n.p.m.	199	225
Średnia wysokość zlewni	H _{sr}	m n.p.m.	212,5	236
Deniwelacja zlewni	ΔH	m	37	43
Długość ciek głównego	l	km	2,33	1,3
Suma długości cieków	Σl	km	4,6	1,3
Gęstość sieci cieków	D	km/km ²	2,45	0,50
Rozwinięcie ciek	e _r	%	14,8	5,69
Spadek głównego ciek	I	‰	15,9	16,9
Średnie nachylenie zlewni	ψ	‰	27,1	26,7
Wskaźnik zalesienia	λ	%	0	100
Wskaźnik formy	W _f		0,25	0,61
Wskaźnik kolistości	W _k		0,55	0,62
Wskaźnik wydłużenia	W _w		0,56	0,88
Wskaźnik zwartości	W _z		1,34	1,28

lewobrzeżną część zlewni odwodniono za pomocą sieci rowów. Wydaje się, iż popełniono błąd w melioracjach nadmiernie odwadniając obszar pożarzyska, przez co nastąpiło przesuszenie i w wietrzne dni powstają trąby powietrzne z materiału cieczonego. Na północ od drogi Gliwice-Kotlarnia ocalały jedynie dwa skupiska nadpalonych sosen w rejonie wzniesienia 217,3 m wraz ze szkółką leśną. W tej okolicy bierze początek większy, lewobrzeżny dopływ potoku Br-6.

Za najwłaściwszą lokalizację profilu hydrometrycznego (wodowskazowego) uznano przekrój potoku około 100 m na północ od drogi Gliwice-Kotlarnia. Zamyka on zlewnię topograficzną o powierzchni 1,8 km², prawie w całości objętej pożarem. Na terenie zlewni założono dwa piezometry do pomiaru stanu wód podziemnych, a do pomiaru opadów użyto pluwiografu typu Zootechnika (rys. 2).

Zlewnia potoku Buk leży poza obszarem pożarzyska, po jego południowo-wschodniej stronie. W czasie pożaru zlewnia znajdowała się po stronie zawietrznej, nie została więc zanieczyszczona produktami spalinyowymi lasu. Potok Buk jest lewobrzeżnym dopływem rzeki Rudy, a jego źródła znajdują się na wysokości 247 m n.p.m. (tab. 2). Początkowo płynie prawie równoleżnikowo z zachodu na wschód, po około 700 m łagodnie skręca ku północy i po dalszych 800 m przyjmuje aż do ujścia kierunek północno-wschodni. Uchodzi do rzeki Rudy w miejscowości Rudy, na wysokości 203 m n.p.m. Potok ma długość 3,5 km, średni spadek 12,2%, powierzchnia zlewni wynosi 5,05 km².

Koło ośrodka wypoczynkowego KWK "Knurów" w Rudach zaprojektowano profil wodowskazowy wyposażony w łatę, zamykający zlewnię o powierzchni 2,6 km². Obszar zlewni jest prawie całkowicie pokryty lasem sosnowym. Jedynie wzdłuż potoku i na północnym obrzeżu kompleksu leśnego występują również drzewa liściaste. Charakter lasu jest podobny do tego,

jaki porastał zlewnię potoku Br-6. W zlewni zalesionej zainstalowano 2 piezometry do kontroli stanu wód podziemnych oraz pluwiograf (rys. 3).

Ocena zanieczyszczenia powietrza

Średnie i maksymalne wartości wskaźników zanieczyszczenia powietrza w okresie letnim 1986–1988 i 1991–1993 w nadleśnictwach: Rudy Raciborskie i Rudzieniec (RDLP Katowice) są bardzo zróżnicowane (tab. 3).

Średnia wartość SO₂ wynosiła od 6,9 mg/m²/dobę latem 1992 r. do 25,1 mg/m²/dobę latem 1988 r. Maksymalna wartość dobową SO₂ wystąpiła w sierpniu 1992 r. i przekroczyła ponad 22-krotnie średnią wartość SO₂ dla Polski.

Średnia wartość NO_x w nadleśnictwach Rudy Raciborskie i Rudzieniec wyniosła od 0,084 mg/m²/dobę w 1993 r. do 0,279 mg/m²/dobę w 1988. Maksymalna wartość dobową wystąpiła w czerwcu 1991 r. i przekroczyła 11-krotnie średnią wartość NO_x dla kraju.

Wskaźnik *F* badany był w latach 1986–1988 i 1991–1992. Jego średnia wartość wynosiła od 0,030 mg/m²/dobę (1991 r.) do 0,097 mg/m²/dobę (1986–1988). Maksymalną dobową wartość *F* odnotowano we wrześniu 1988 r. – 0,700 mg/m²/dobę, przekroczyła ona kilkunastokrotnie średnią wartość tego wskaźnika dla Polski.

Badania opadu pyłów prowadzono w roku 1988, 1991 i 1992. Skrajne wartości tego wskaźnika wystąpiły w 1992 r. i wynosiły od 1,99 g/m²/m-c (n-ctwo Rudy Raciborskiej) do 3,22 g/m²/m-c (n-ctwo Rudzieniec). Maksymalny miesięczny opad pyłów wystąpił w czerwcu 1991 r., wynosił on 10,73 g/m²/m-c i przekroczył 3-krotnie średnią wartość opadu pyłów dla Polski.

Uwagi końcowe

Śledzenie zmian parametrów obiegu wody pod wpływem pożarów lasu stanowi

TABELA 3. Średnie i maksymalne wartości wskaźników zanieczyszczeń powietrza w badanych nadleśnictwach (wg J. Mozgawy)

Wskaźnik zanieczyszczeń	Rok	Nadleśnictwo Rudy Raciborskie		Nadleśnictwo Rudzieniec	
		wartości średnie	wartości maks.	wartości średnie	wartości maks.
SO ₂ mg/m ² /24 h	1986–1988	20,156	—	18,080	—
	1988	25,146	52,438	17,449	56,712
	1991	8,957	27,645	8,596	32,951
	1992	13,629	127,280	6,896	30,952
	1993	10,755	24,314	9,314	22,481
NO _x mg/m ² /24 h	1986–1988	0,297	—	0,277	—
	1988	0,279	0,949	0,238	0,902
	1991	0,197	1,389	0,124	0,417
	1992	0,272	0,822	0,256	0,886
	1993	0,084	0,165	0,094	0,273
F mg/m ² /24 h	1986–1988	0,097	—	0,082	—
	1988	0,096	0,700	0,063	0,259
	1991	0,045	0,138	0,030	0,116
	1992	0,080	0,116	0,046	0,220
	1993	nie prowadzono obserwacji			
Opad pyłu g/m ² /m-c	1988	2,843	10,330	2,821	6,226
	1991	2,247	10,734	2,873	7,403
	1992	1,986	4,923	3,223	9,450
	1993	nie prowadzono obserwacji			

część prowadzonych w Instytucie Badawczym Leśnictwa badań nad zagadnieniem przyrodniczo-środowiskowych, społecznych i ekonomicznych skutków pożarów lasów. Badania nasze poszerzają dotychczas realizowane programy.

Wstępne wyniki wskazują na potrzebę wprowadzenia na teren naszych zlewni badawczych innych zespołów, np. gleboznawców, hodowców, ekologów, meliorantów, fizyków atmosfery itp., których bada-

nia mogłyby wzbogacić materiał obserwacyjny i pomiarowy oraz przyczynić się do lepszego poznania genezy procesów i wyciągania wniosków praktycznych.

Literatura

CIEPIEŁOWSKI A., ŁYKOWSKI B. 1992: *Podstawy hydrologiczno-meteorologiczne gospodarki wodnej w lasach*. Prace IBL, Seria B, Numer specjalny, "Gospodarka wodna w lasach".

- CIEPIEŁOWSKI A., ŁYKOWSKI B. 1994: *Obieg wody i energii w zlewniach leśnych w warunkach skażenia środowiska*. Prace IBL, Seria B, nr 21/1, Numer specjalny, "Zagrożenie środowiska leśnego Sudetów, Góry Izerskie Karconosze".
- GORZELAK A., CIEPIEŁOWSKI A i in. 1994: *Zalencenia w zakresie ekologizacji gospodarki leśnej* (maszynopis).
- KONDRACKI J. 1981: *Geografia fizyczna Polski*. Warszawa, PWN.
- Leśnictwo 1994*. Warszawa, GUS.
- MOZGAWA J. 1993: *Ochrona lasów Polski na podstawie badań monitoringowych*. Warszawa, PIOŚ.
- Przemiany stosunków wodnych w Polsce w wyniku procesów naturalnych i antropogenicznych*. Red. I. Dynowska, Kraków 1993.
- SAKOWSKA H., SZCZYGIEŁ R., UBYSZ B. 1994: *Chroniąc las przed pożarem – chronisz siebie*. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych.
- Susza, pożary, strażacki trud*. Przeg. Pożarniczy 1992 nr 10.
- ZAGÓRSKI P. J. 1990: *Mały słownik pożarniczy*. Warszawa, IWZZ.

Summary

Research of influence of forest on changes of water rotation. In the article there was announced the research conception on changes of the water relations which appeared as a result of the forest fire in 1992 on the area of Silesia near Rudy Raciborskie.

Research are carried out in the two small catchment: burnt and covered by the forest in which the species composition is very similar to the composition from the burnt catchment before the fire.

Author's address:

A. Ciepielowski, B. Kućmierowska
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa
ul. Nowoursynowska 166
Poland

Helena KAZIEKO, Lucyna KAZIEKO

Katedra Zastosowań Matematyki

Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW

O rozwiązaniu nieliniowych zagadnień konsolidacji gruntów

Wstęp

Zagadnienie konsolidacji gruntów o własnościach zależnych od nadwyżki ciśnienia wody w porach prowadzi do rozwiązania quasilineowego równania typu parabolicznego ze zmiennymi współczynnikami. Nawet przy znajdowaniu przybliżonych rozwiązań analitycznych w większości zagadnień nieliniowych pojawiają się poważne trudności.

W pracach Samarskiego (1962a,b, 1963) oraz Tichonowa (1961) podane są schematy różnic skończonych dla liniowych i quasilineowych równań typu parabolicznego postaci:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(d_i(x, t, u) \frac{\partial u}{\partial x_i} \right) + f\left(x, t, u, \frac{\partial u}{\partial x_k}\right) \quad (1)$$

gdzie

$$d_i(x, t, u) \text{ i } f\left(x, t, u, \frac{\partial u}{\partial x_k}\right) - \text{zadane funkcje.}$$

Problemy istnienia i jednoznaczności rozwiązań równań postaci (1) podane są w pracy Tichonowa i Samarskiego (1961). Otrzymane tam rezultaty określają warunki istnienia i gładkości, przy których spełnie-

niu dowodzi się twierdzenia o zbieżności dla rozwiązań numerycznych.

Wyznaczanie schematu różnic skończonych

Rozpatrujemy jednowymiarowe zagadnienie konsolidacji nasyconego wodą gruntu z uwzględnieniem zależności właściwości gruntu od nadwyżki ciśnienia porowego. Równanie opisujące ten proces wg Florin (1948) ma postać

$$\frac{\partial u}{\partial t} = \frac{(1+e)}{\gamma a(x, t, u)} \frac{\partial}{\partial x} \left(k(x, t, u) \frac{\partial u}{\partial x} \right) + f(x, t) \quad (2)$$

gdzie:

$u = u(x, t)$ – nadwyżka ciśnienia porowego,
 t – czas,

x – współrzędna,

γ – ciężar właściwy wody,

e – średnia wartość wskaźnika porowatości gruntu,

$a = a(x, t, u)$ – współczynniki ścisłości,

$k = k(x, t, u)$ – współczynnik filtracji,

$f(x, t)$ – funkcja odpowiadająca ciężarowi własnemu gruntu lub przyłożonemu zewnętrznemu obciążeniu.

Niech obszar określoności u zależy od czasu

$$0 \leq x \leq h(t), \quad 0 \leq t \leq T \quad (3)$$

zaś warunki brzegowe i początkowe będą następujące:

$$\begin{aligned} \alpha_1 \frac{\partial u}{\partial x} + \sigma_1(t) u &= u_1(t) \quad \text{dla } x=0 \\ \alpha_2 \frac{\partial u}{\partial x} + \sigma_2(t) u &= u_2(t) \quad \text{dla } x=h(t) \end{aligned} \quad (4)$$

W szczególności, w przypadku konsolidacji warstwy gruntu o stałej miąższości h_0 , $h(t) = h_0$. Warunki brzegowe I i II rodzaju otrzymuje się z równania (4) przez odpowiedni dobór α_i i σ_i ; $i = 1, 2$. W przypadku konsolidacji warstwowego masywu złożonego z niejednorodnych gruntów będziemy przyjmować, że na granicy warstw $k(x, t, u)$ i $a(x, t, u)$ mają nieciągłości I rodzaju oraz, że spełnione są warunki:

$$u_i = u_{i+1}; \quad \left(\frac{k}{a} \frac{\partial u}{\partial x} \right)_i = \left(\frac{k}{a} \frac{\partial u}{\partial x} \right)_{i+1} \quad (5)$$

gdzie i – numer warstwy.

Doprowadzimy równanie (2) do postaci (1):

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} &= \frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{(1+e) k(x, t, u)}{\gamma a(x, t, u)} \frac{\partial u}{\partial x} \right] + \\ &+ \frac{(1+e) k(x, t, u)}{\gamma a^2(x, t, u)} \frac{\partial a}{\partial x} \frac{\partial u}{\partial x} + f(x, t) \end{aligned} \quad (6)$$

Oznaczamy:

$$\begin{aligned} d(x, t, u) &= \frac{(1+e) k(x, t, u)}{\gamma a(x, t, u)} \\ \Phi \left(x, t, u, \frac{\partial u}{\partial x} \right) &= \\ &= \frac{(1+e) k(x, t, u)}{\gamma [a(x, t, u)]^2} \frac{\partial a}{\partial x} \frac{\partial u}{\partial x} + f(x, t) \end{aligned} \quad (7)$$

Łatwo wykazać, że:

$$\frac{k(x, t, u)}{a(x, t, u)} > 1$$

Jest to bowiem uwarunkowane fizyczną istotą współczynników filtracji i ściśliwości, natomiast niezależność tych współczynników od nadwyżki ciśnienia porowego

$$\frac{\partial a}{\partial p} = \frac{\partial k}{\partial p} = 0, \quad p = \frac{\partial u}{\partial x} \quad (8)$$

zapewnia spełnienie założeń twierdzenia 14 Ładyżenskiej i Uralceva (1962), z którego wynika, że I zagadnienie brzegowe dla równania (6) ma jednoznaczne rozwiązanie $u(x, t)$ wraz ze swoimi pochodnymi

$$\frac{\partial u}{\partial x}, \frac{\partial^2 u}{\partial x^2}, \frac{\partial u}{\partial t}.$$

W pracy Florin zauważono, że dla gruntów o małej ściśliwości, wielkość współczynnika filtracji zależy od gradientu ciśnienia.

W pracy Ładyżenskiej badane jest quasiliniowe równanie typu parabolicznego w obszarze zmienności x , stałego w czasie w jednorodnych warunkach brzegowych. Jednak wszystkie wyniki można przenieść na przypadek zmieniającego się w czasie obszaru (odpowiada to zagadnieniu etapowego wznoszenia budowli ziemnej) lub niejednorodnych warunków brzegowych (zmienne zewnętrzne obciążenie).

Pokrywamy obszar zmienności współrzędnych x i t prostokątną siatką z węzłami (x_i, t_j) , czyli

$$x_i = il, \quad t_j = j\tau;$$

gdzie:

l – krok wzdłuż osi OX,

τ – krok wzdłuż osi OT.

Dla uproszczenia będziemy zakładać, że $h(t)$ – górna granica warstwy gruntu jest łamaną, na którą trafiają brzegowe węzły siatki.

Dla każdego węzła (x_i, t_j) konstruujemy funkcję siatkową y_i^j , czyli $y = y(x, t)$. Wprowadzamy następujące oznaczenia (Samarskij 1962)

$$y = y(x, t_{j+1}) = y^{j+1};$$

$$\dot{y} = y(x, t_j) = y^j;$$

$$y^{(\pm 1)} = y(x \pm l, t)$$

$$y_{\bar{x}} = (y - y^{-1}) / l;$$

$$y_x = (y^{(+1)} - y) / l;$$

$$y_{\bar{t}} = (y - \dot{y}) / \tau$$

$$(by_{\bar{x}})_x = [b_{i+1}(y_{i+1} - y_i) - b_i(y_i - y_{i-1})] / l^2$$

$$b = b(x, t, y^*);$$

$$y^* = 0,5(y + y^{(-1)});$$

$$\lambda(y) = 0,5(y_{\bar{x}} + y_x)$$

W klasie nieciągłych współczynników $\lambda(y) = b^{(+1)}y_x + by_{\bar{x}}$. Przy tym ze wzorów (7), ϕ należy przekształcić do postaci

$$\phi = \phi \left(x, t, u, 2d \frac{\partial u}{\partial x} \right)$$

Zgodnie z twierdzeniem 8 (Samarskij 1962b) dla równania różniczkowego (6) oraz dla warunku brzegowego i początkowego równania (4) można określić następujący schemat różnic skończonych:

$$y_i = (by_{\bar{x}})_x + \psi(x, t, y, \lambda(y)) \quad (10)$$

$$\alpha_1 y_x + \sigma_1 y = Y_1(t) \text{ dla } x = 0$$

$$\alpha_2 y_{\bar{x}} + \sigma_2 y = Y_2(t) \text{ dla } x = h(t) \quad (11)$$

$$y(x, 0) = y_0(x)$$

przy tym $y(x_i, t_j)$ jest zbieżne jednostajnie do $u(x, t)$ dla $\tau < \tau_0$ i $l < l_0$, gdy spełnione są następujące warunki:

1) zagadnienie (2)–(4) ma jedyne ciągłe w obszarze (3) rozwiązanie $u(x, t)$;

2) $\frac{\partial u}{\partial t}$ i $\frac{\partial^2 u}{\partial x^2}$ spełniają warunek Lipschitza odpowiednio względem t i x ;

3) funkcje $d(x, t, u)$ – patrz równanie (7), mają drugą, a $\phi(x, t, u, p)$ pierwszą pochodną względem x , spełniające warunek Lipschitza względem x .

Spełnienie warunków 1) i 2) zapewnia twierdzenie 14 (Samarskij 1962a), a warunek (3) będzie spełniony, gdy na funkcje d i ϕ nałożymy odpowiednie żądania. Rzeczywiście, $d(x, t, u)$ i $\phi(x, t, u, p)$ wyrażają się przez współczynniki filtracji i ściśliwości. Zależność tych ostatnich od naprężenia efektywnego, zależnego od nadwyżki ciśnienia wody w porach, określa się na podstawie danych eksperymentalnych i może być aproksymowana funkcjami dostatecznie dowolnej postaci.

Współczynniki $b(x, t, y^*)$ i $\psi(x, t, y, \lambda(y))$, schematu różnic skończonych równania (10) określone są odpowiednimi funkcjami (Samarskij 1962a), przyjmującymi w klasie funkcji gładkich (zagadnienie konsolidacji dla gruntu jednorodnego w obszarze (3) wartości dyskretne $d(x, t, y^*)$ i ϕ w węzłach (x_i, t_j) prostokątnej siatki.

Na przykład:

$$b_i = \frac{2d_i d_{i-1}}{d_i + d_{i-1}}, \quad b_i = 0,5(d_i + d_{i-1}) \quad (12)$$

$$\psi_i = \phi_i, \quad \psi_i = 0,5(\phi_{i+1} + \phi_{i-1})$$

W zagadnieniu konsolidacji niejednorodnego warstwowego gruntu współczynniki filtracji i ściśliwości mają nieciągłości I rodzaju. W celu określenia funkcjonalów w klasie funkcji nieciągłych w pracy Samarskiego (1962a) podana jest metoda całkowo-interpolacyjna, z której wynikają następujące zależności:

$$b_i = \left[\frac{1}{l} \int_{x_{i-1}}^{x_i} \frac{1}{d(x, t, y^*)} dx \right]^{-1} \quad (13)$$

$$\psi_i = \frac{1}{l} \int_{x_{i-1}}^{x_{i+1/2}} \varphi(x, t, y, \lambda(y)) dx$$

Numeryczne całkowanie w każdym kroku skończono-różnicowej siatki jest uciążliwe. Uwzględniając to i eksperymentalny charakter współczynników, należy zawsze brać takie formuły dla $a(x, t, u)$ i $k(x, t, u)$, aby funkcje $\frac{1}{a(x, t, y^*)}$ i $\varphi(x, t, y, \lambda(y))$ względem x miały oryginały, warunek ten nie jest trudny do spełnienia, spełniają go na przykład funkcje

$$a(x, t, u) = \gamma_1(\rho + q \sigma)^{\delta_1} \quad (14)$$

$$k(x, t, u) = \gamma_2(\rho + q \sigma)^{\delta_2}$$

gdzie:

$\sigma = \sigma(x, t, u)$ – funkcja liniowa ze względu na x ,

$\gamma_1, \gamma_2, \rho, q$ – dowolne funkcje t i u ,

δ_1, δ_2 – dowolne liczby.

Rozwiązanie równań różnicowych

Układ skończono-różnicowych równań (10) określonych w każdym punkcie x_i ($1 \leq i \leq N-1$, N – liczba kroków względem x , $N = \frac{h(t)}{b}$) oraz warunków brzegowych

(11) funkcji y w punktach x_0 i x_N określają układ algebraicznych równań nieliniowych względem y_i^{j+1} :

$$\frac{y_i^{j+1}}{\tau} - \frac{b_{i+1}^{j+1}(x, t, y^*) [y_{i+1}^{j+1} - y_i^{j+1}] - b_i^{j+1}(x, t, y^*) [y_i - y_{i-1}]}{l^2} - \varphi^{j+1}(x, t, y, \lambda(y)) = \frac{y_i^j}{\tau} \quad (15)$$

$$\alpha_1(y_1^{j+1} - y_0^{j+1}) + \sigma_1 y_0^{j+1} = Y_1^{j+1}(t); \quad \alpha_2(y_N^{j+1} - y_{N-1}^{j+1}) + \sigma_2 y_N^{j+1} = Y_2^{j+1}(t)$$

Górny indeks w b, φ i y określa, w jakim momencie czasu należy wziąć te funkcje.

W celu rozwiązania układu (15) wykorzystamy metodę prostej iteracji, rozpatrując zamiast układu (15) odpowiadający mu układ równań liniowych względem y_i^{k+1} , czyli

$$\begin{aligned} \frac{y_i^{k+1}}{\tau} - \frac{b_{i+1}^k(x, t, y^*) [y_{i+1}^{k+1} - y_i^{k+1}]}{l^2} + \\ + \frac{-b_i^k(x, t, y^*) [y_i^{k+1} - y_{i-1}^{k+1}]}{l^2} = \\ = \frac{y_i^j}{\tau} + \psi^k(x, t, y, \lambda(y)) \end{aligned}$$

$$\alpha_1(y_1^{k+1} - y_0^{k+1}) + \sigma_1 y_0^{k+1} = Y_1^{j+1}(t)$$

$$\alpha_2(y_N^{k+1} - y_{N-1}^{k+1}) + \sigma_2 y_N^{k+1} = Y_2^{j+1}(t) \quad (16)$$

Jako pierwsze przybliżenie funkcji y^k przyjmujemy jej wartość w momencie czasu $t-\tau$:

$$y_i^1 = y_i^j$$

Proces iteracyjny przerywamy, gdy spełniony jest warunek:

$$\max_i |y_i^{k+1} - y_i^k| < \varepsilon \quad (17)$$

gdzie ε – zadana dokładność, przy czym $y_i^{j+1} = y_i^{k+1}$.

Grupując współczynniki przy y_{i+1}^{k+1} , y_i^{k+1} , y_{i-1}^{k+1} w układzie równań (16) otrzymujemy trójdziagonalny układ $N+1$ równań:

$$A_i^k y_{i+1}^{k+1} - B_i^k y_i^{k+1} + C_i^{k+1} y_{i-1}^{k+1} = D_i^k \quad (17)$$

gdzie:

$$A_i^k = \frac{b_{i+1}^k(x, t, y^*)}{l^2}$$

$$C_i^k = \frac{b_i^k(x, t, y^*)}{l^2}$$

$$B_i^k = \frac{b_{i+1}^k(x, t, y^*) + b_i^k(x, t, y^*)}{l^2} - \frac{1}{\tau}$$

$$D_i^k = \frac{y_i^j}{\tau} + \psi^k(x, t, y, \lambda(y))$$

$$A_0 = \alpha_1, \quad B_0 = \alpha_1 - \sigma_1, \quad D_0 = Y_i^{j+1}(t) \quad 1 \leq i \leq N-1$$

$$B_N = -(\alpha_2 + \sigma_2), \quad C_N = -\alpha_2,$$

$$D_N = Y_2^{j+1}(t), \quad C_0 = A_N = 0 \quad (18)$$

Układ (17) rozwiązuje się metodą eliminacji Gaussa i otrzymuje się prosty algorytm określający y_i^{k+1} :

$$\gamma_i = -\frac{C_i}{B_i + A_i \gamma_{i+1}}$$

$$\delta_i = \frac{A_i \delta_{i+1} - D_i}{B_i + A_i \gamma_{i+1}}, \quad 1 \leq i \leq N$$

$$\gamma_N = -\frac{C_N}{B_N}, \quad \delta_N = -\frac{D_N}{B_N}$$

$$y_{i+1} = \delta_{i+1} - \gamma_{i+1} y_i; \quad 0 \leq i \leq N$$

$$y_0 = \frac{\delta_1 A_0 - D_0}{B_0 + \gamma_1 A_0} \quad (19)$$

Na zakończenie rozpatrujemy problem związany z wyborem kroków τ i l . Dla każdego układu i każdego równania różniczkowego w pracach Samarskiego i Samarskiego, Tichonowa podane są oszacowania norm różnic dokładnego i przybliżonego rozwiązania względem τ i l oraz pewna stała wielkość M . Na tej podstawie, znając żadaną dokładność obliczeń i określając N dla danych wartości τ i l , można znaleźć odpowiadające danej dokładności wielkości kroków. Lecz te oszacowania mogą być duże lub mogą być określone za pomocą złożonych formuł z wieloma parametrami. Rzeczywiście, oszacowanie prędkości zbieżności w twierdzeniu (8,2) (Samarskij 1962b) dla naszego układu (10) jest wyraźnie ulepszone w pracy Samarskiego (1962b), jednak i tej, ostatniej nie ma sensu wykorzystywać przy wyborze kroków. Samo istnienie jednostajnej zbieżności daje możliwość określenia błędu rozwiązania przybliżonego w całym przedziale czasowym dla rozważanych obliczeń w obszarze przylegającym na przykład do początkowych wartości $y(x, 0)$. Zmniejszając kroki błąd ten łatwo jest zmniejszyć.

Metodyka omówiona w powyższej pracy będzie wykorzystana do rozwiązania zagadnienia konsolidacji jednorodnego gruntu (H. Kazięko, L. Kazięko 1994).

Literatura

- FLORIN W. A. 1948: *Teoria upłotnienia ziemianych mass*. Strojizdat.
 KAZIEKO H., KAZIEKO L. 1994: *O nieliniowym zagadnieniu konsolidacji ośrodka trójfazowego*. Przegl. Nauk. Wyd. MiIS, SGGW Z. 6.
 ŁADYŻENSKAJA O. A., URALCEVA N. P. 1962: *Krajewaja zadacza dla linejnych i kwazilinejnych paraboliczeskich urawnenij*. Izw. A.N. SSSR, Ser. matem. 26.

SAMARSKIJ A. A. 1962a: *Odnorodnyje raznostnyje schemy dla nielinejnych urawnenij paraboliczeskiego tipa*. *Ž. vychisl. matem. i matem. fiz.* 2; nr 1.

SAMARSKIJ A. A. 1962b: *O schodimosti i tocznosti odnorodnych raznostnych schem dla odnorodnych i mnogomernych paraboliczeskich urawnenij*. *Ž. vychisl. matem. i matem. fiz.* 2; nr 4.

SAMARSKIJ A. A. 1963: *Odnorodnyje raznostnyje schemy na nerawnomernych setkach dla urawnenij paraboliczeskiego tipa*. *Ž. vychisl. matem. i matem. fiz.* 3; nr 2.

TICHONOW A. N., SAMARSKIJ A. A. 1961: *Ob odnorodnych raznostnych schemach*. *Ž. vychisl. matem. i matem. fiz.* 1; nr 1.

Summary

A numerical solution of a non-linear equation of soil consolidation. A finite-difference solution of a non-linear one-dimensional of soil consolidation is studied for a time-varying region and arbitrary boundary conditions.

Soil characteristics depend on the excess pore pressure. The case of the consolidation of a layered and unisotropic soil is taken into consideration.

Author's address:

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

Ocena importowanych technologii do oczyszczania ścieków inwentarskich na fermach przemysłowego tuczu trzody chlewnej

Wprowadzenie

Oczyszczanie gnojowicy polega na usunięciu z niej związków organicznych i mineralnych, występujących w postaci resztek produktów będących wynikiem procesów fizjologicznych zwierząt. Związki te po właściwej przeróbce mogą być użyte jako nawóz organiczny. Oczyszczalnie muszą zapewnić taki stopień oczyszczania gnojowicy, aby można było płynną jej frakcję odprowadzić do gruntu lub cieków wodnych bez obawy degradacji środowiska przyrodniczego. Zastosowane sposoby oczyszczania gnojowicy pochodzącej z ferm tuczu trzody chlewnej najogólniej można podzielić na: mechaniczne, fizykochemiczne, biologiczne.

Mechaniczne sposoby oczyszczania gnojowicy polegają na wykorzystaniu procesu cedzenia, filtracji i sedymentacji. Do tego celu służą głównie: kraty, filtry mechaniczne, wirówki sedymentacyjne, osadniki.

Sposoby fizykochemiczne polegały na wykorzystaniu procesów koagulacji oraz chlorowania. W tym celu służą urządzenia do magazynowania i przygotowywania roztworów, reagentów: dozatory, mieszacze, komory reakcji, komory flokulacji oraz urządzenia do chlorowania.

Sposoby biologiczne oparto głównie na procesach biochemicznych związanych z

działalnością mikroorganizmów. W tym celu zastosowano komory do napowietrzania z osadem czynnym.

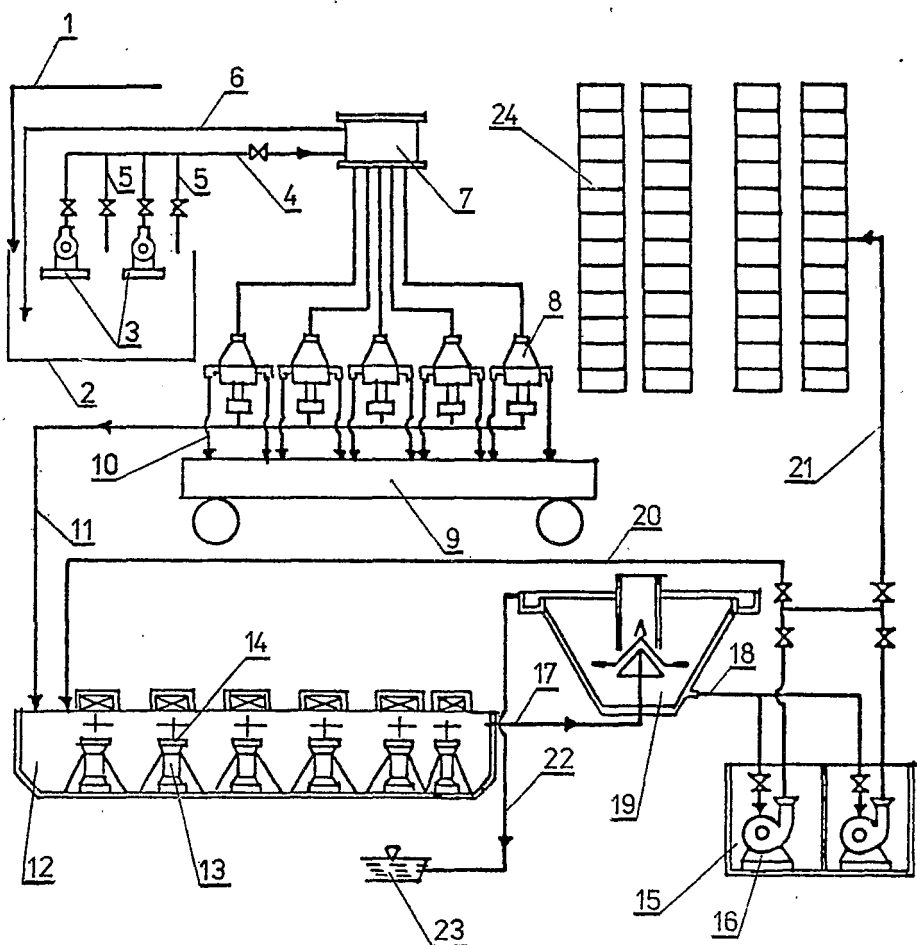
Oczyszczaniu gnojowicy z reguły towarzyszy przeróbka osadu i części stałych zatrzymywanych na mechanicznych urządzeniach do separacji gnojowicy. W przeróbce osadu, która polega na zmniejszeniu jego objętości, usunięciu zapachu, zapobieganiu gniciu oraz niszczeniu pasożytów, wykorzystano procesy zagęszczania, cedzenia oraz kompostowania. Do tego celu służą zagęszczacze, zbiorniki ziemne (laguny), poletka osuszające oraz płyty kompostowe.

W warunkach polskich oczyszczalnie gnojowicy wybudowane według technologii włoskiej, jugosłowiańskiej i węgierskiej nie osiągnęły efektów zakładanych przez oferentów.

Analiza wybranych oczyszczalni

Przemysłowa ferma trzody w ZDD w Kołbaczu została wybudowana przez włoską firmę Gi-Gi. Schemat technologii jej pracy przedstawiono na rysunku 1 (Rogiński 1973). Charakterystykę wybranych trzech oczyszczalni podano w tabeli 1.

Oczyszczanie gnojowicy w oczyszczalni w Kołbaczu polega na zastosowaniu dwustopniowego procesu: mechanicznego (na wibrositach) i biologicznego (w komo-



RYSUNEK 1. Schemat sztucznej oczyszczalni gnojowicy w ZZD Kołbacz: 1 – dopływ gnojowicy z fermy, 2 – zbiornik gnojowicy, 3 – pompy zasilające, 4 – przewód zasilający, 5 – przewód obiegowy, 6 – przewód zwrotny, 7 – zbiornik dozujący, 8 – wibrosito, 9 – przyczepa samochodowa, 10 – rękawy do odprowadzania odfiltrowanych części stałych z gnojowicy, 11 – przewód odprowadzający gnojowicę pozbawioną części stałych, 12 – komora napowietrzająca gnojowicę, 13 – komin cyrkulacji, 14 – turbina, 15 – komora pomp, 16 – pompy recyrkulacyjne, 17 – przewód odprowadzający ścieki napowietrzane, 18 – przewód do przepompowywania osadu, 19 – osadnik wtórny, 20 – przewód recyrkulacyjny, 21 – przewód odprowadzający osad na poletka, 22 – przewód odprowadzający oczyszczoną gnojowicę, 23 – rów melioracyjny, 24 – poletka osuszające

rach osadu czynnego). Oddzielone na 5 siatach części stałe wywozi się na pola kompostowe, natomiast części płynne kierowane są do komór napowietrzania, w których przebywają 48 godzin. Do natleniania komór osadu czynnego zastosowano 6 aeratorów powierzchniowych TR 20/80. Ciecz z osadem czynnym z komór napowietrzania

przeływa do osadnika wtórnego, w którym następuje oddzielenie gnojowicy oczyszczonej od osadu czynnego i odprowadzenie jej rowem melioracyjnym do jeziora Zaborzko. Osad czynny jest częściowo zawracany do komór napowietrzania, a pozostały – usuwany na poletka osuszające. Łączna powierzchnia poletek wynosi 0,96 ha. Bada-

TABELA 1. Charakterystyka wybranych trzech oczyszczalni gnojowicy z przemysłowych ferm tuczu trzody chlewnej

Ferma trzody chlewnej	Liczba stanowisk	Średnia roczna produkcja tuczniaków	Projektowana średnia przepustowość oczyszczalni [m ³]		Średnia ilość odprowadzonej gnojowicy [m ³]	
			[tys. szt.]	[doba]	[doba]	[rok]
Kolbacz	27,5	36,5	700	255 500	1000	365 000
Bieganowo	28,0	45,0	360,5	131 582	560	204 400
Czernin	26,0	35,0	640	233 600	900	328 500

nia wykazały, że osad nadmierny, powstający w komorach napowietrzania gnojowicy, źle się odwadnia na poletkach, dlatego użytkownik wywozi go bezpośrednio na pola, co wiąże się z wysokimi kosztami.

Analiza podstawowych wskaźników zanieczyszczeń (tab. 2, 3, rys. 2) wskazuje na niewielką efektywność pracy mechanicznej części oczyszczalni. Odciek z wibro-sit jest bardzo silnie zanieczyszczony, ma

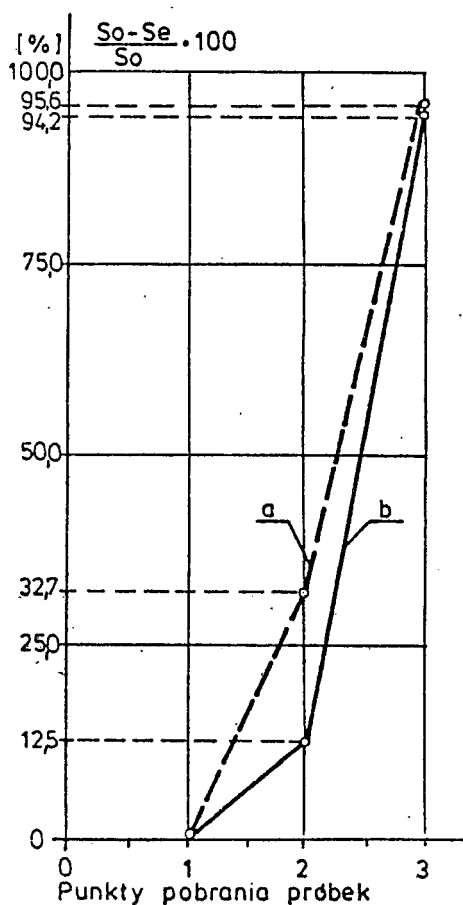
nieznacznie obniżony odczyn i jest całkowicie odtleniony. W efekcie wystąpiło nadmierne obciążenie komór napowietrzania zanieczyszczeniami oraz obniżenie końcowych wyników procesu biologicznego oczyszczania. Gnojowica odprowadzana z komór napowietrzania wskazuje na mało efektywne jej napowietrzanie. Niewielkie natlenienie gnojowicy wynika ze zbyt dużego organicznego i hydraulicznego obciążenia.

TABELA 2. Charakterystyka jakościowa gnojowicy z przemysłowej fermy trzody chlewnej w Kolbaczu oraz uzyskane efekty w zakresie podstawowych wskaźników jej zanieczyszczeń

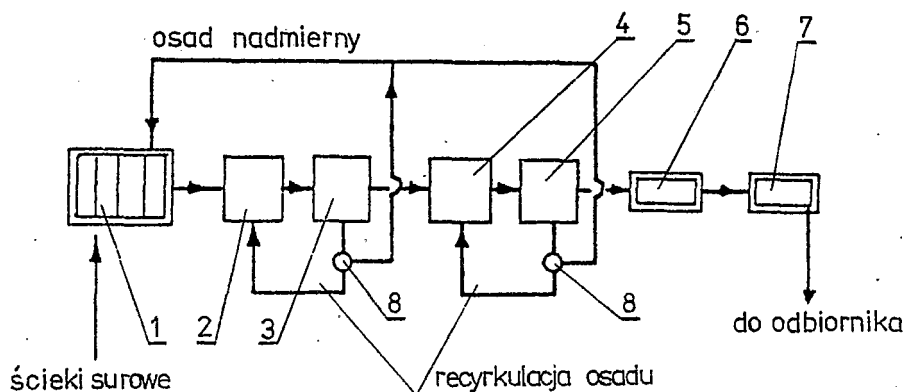
Rodzaj gnojowicy	Wskaźniki zanieczyszczeń	Poziom zanieczyszczenia [mg·dm ⁻³]		Stopień redukcji podstawowych zanieczyszczeń gnojowicy [%]	
		zakres zmienności	wartości średnie	zakres zmienności	wartości średnie
Surowa	BZT ₅	4200–7400	5310,4	—	—
	utlenialność	2100–3520	2780,0	—	—
	ChZT	10 100–19 200	12 836,6	—	—
	s.m.	8902–12 089	10 995,6	—	—
	N _{og}	308–472	387,0	—	—
	P ₂ O ₅	250–390	310,0	—	—
Oczyszczona na sitach dynamicznych (pierwszy stopień oczyszczania)	BZT ₅	3000–7300	4659,2	0,0–28,6	12,5
	utlenialność	1580–2660	2180,0	9,0–37,3	21,7
	ChZT	4318–12 600	8527,6	9,0–55,2	32,7
	s.m.	7000–10 187	8950,8	24,6–39,2	17,6
	N _{og}	336–448	370,2	0,0–22,9	18,3
	P ₂ O ₅	265–310	291,0	0,0–7,1	5,2
Oczyszczona w komorze osadu czynnego (drugi stopień oczyszczania)	BZT ₅	125–571	322,6	92,3–96,5	94,2
	utlenialność	172–252	198,4	91,2–95,1	93,6
	ChZT	420–664	514,6	95,0–97,8	95,6
	s.m.	1569–2614	1866,8	75,3–87,0	82,8
	N _{og}	29,1–36,4	31,7	90,5–92,4	90,7
	P ₂ O ₅	205–245	220,0	12,0–46,1	27,5

TABELA 3. Podstawowe parametry technologiczne osadu czynnego w oczyszczalni gnojowicy w ZZD Kolbacz

Urządzenia	Parametry technologiczne	Jednostki	Wartości parametrów	
			zakładane	uzyskane
Komora napowietrzania	obciążenie osadu czynnego	kg BZT ₅ ·kg ⁻¹ ·doba ⁻¹	—	0,34
	obciążenie komory osadu czynnego	kg BZT ₅ ·m ⁻³ ·doba ⁻¹	—	3,80
	stężenie osadu czynnego	kg·m ⁻³	—	11
	czas napowietrzania	h	48	34
	OC:BZT ₅	—	—	0,98
Osadnik wtórny	czas przepływu przy			
	Q_{li}	h	12	8,4
	$Q_{li \max}$	h	6	4,2
	obciążenie hydrauliczne przy			
	Q_{li}	m·h ⁻¹	0,6	0,5
	$Q_{li \max}$	m·h ⁻¹	0,3	0,25



RYSUNEK 2. Sprawność procesów oczyszczania gnojowicy (wyrażona wartością BZT₅ i ChZT) w fermie tuczu trzody chlewnej w ZZD Kolbacz; próbki pobrano: 1 – ze zbiornika surowej gnojowicy, 2 – po wibrositach, 3 – po osadniku wtórnym; a – wartość ChZT, b – wartość BZT₅, S_o – zawartość zanieczyszczeń (BZT₅, ChZT) w gnojowicy nie oczyszczonej, S_e – zawartość zanieczyszczeń (BZT₅, ChZT) w gnojowicy oczyszczonej



RYSUNEK 3. Schemat sztucznej oczyszczalni gnojowicy w PGR Bieganów: 1 – osadniki ziemne (laguny), 2 – komora napowietrzania I stopnia, 3 – osadnik wtórny I stopnia, 4 – komora napowietrzania II stopnia, 5 – osadnik wtórny II stopnia, 6 – komora pomiarowa, 7 – dezynfekcja, 8 – pompy do recyrkulacji osadu

żenia komór oraz ze złych parametrów pracy aeratorów powierzchniowych. Na pogorszenie pracy oczyszczalni wpływa także częściowe gnicie gnojowicy w zbiorniku wyrównawczym. Procesy gnicia powstają wskutek wadliwego rozwiązania instalacji do miksowania gnojowicy. Oczyszczalnia ta w 1986 roku została zmodernizowana.

Przemysłowa ferma trzody chlewnej w PGR Bieganowo, łącznie z oczyszczalnią gnojowicy, została wybudowana według technologii jugosłowiańskiej firmy Emona (tab. 1, rys. 3 – Kretkowski 1982, Szymański 1982). Oczyszczanie polega na zastosowaniu dwustopniowego procesu: mechanicznego w lagunach i biologicznego w komorach osadu czynnego.

Gnojowica rozcieńczona wodą w stosunku 1:1 spływa grawitacyjnie do dwóch lagun, gdzie miały przebiegać procesy sedymentacji. Zakładano w projekcie, że aktywność biologiczna lagun będzie duża dzięki zwracaniu do nich osadu nadmiernego z osadników wtórnych drugiego stopnia oczyszczania oraz dzięki niewielkiej głębokości lagun (1,5 m). Ten ostatni parametr miał sprzyjać intensywnemu rozwojowi organizmów tlenowych, biorących udział w biologicznym rozkładzie substan-

cji organicznych. Ponadto laguny miały spełniać rolę zbiornika wyrównawczego.

Zgodnie z koncepcją jugosłowiańską po 5-miesięcznym okresie oczyszczania gnojowicy i unieszkodliwiania osadów w jednej z lagun następować miało wyłączenie drugiej z eksploatacji. Wodę nadosadową z laguny (wyłączonej z pracy) zamierzano odprowadzić do sąsiedniej laguny włączonej do eksploatacji, a osad usuwać na przemy. Zakładano, że łączny cykl pracy każdej z lagun będzie wynosić ok. 6 miesięcy, w tym opróżnianie i czyszczenie laguny około jednego miesiąca. Podczas opróżniania pierwszej laguny miano napełnić drugą. Okres suszenia osadu miał trwać około 4 miesięcy, kiedy to osad powinien osiągnąć stopień uwodnienia 70%. Zakładano także, że w lagunach nastąpi redukcja zanieczyszczeń w 70%, a tymczasem uzyskano redukcję w granicach zaledwie 8–36%.

Biologiczny proces miał polegać na dalszym oczyszczaniu gnojowicy osadem czynnym w układzie dwustopniowym. Z laguny gnojowica przepływa do pierwszej komory osadu czynnego, gdzie jest napowietrzana wirnikiem BSK i przebywa 48 godzin.

Ciecz z osadem czynnym z komory napowietrzania przepływa z kolei do 2 osad-

ników wtórnych, w których następuje oddzielenie gnojowicy oczyszczonej od osadu czynnego i odprowadzenie jej na drugi stopień oczyszczania, gdzie oczyszczenie przebiega podobnie jak na pierwszym. Osad czynny z osadników pierwszego i drugiego stopnia zawracany jest częściowo do komór napowietrzania, a pozostały – usuwany do lagun. Podstawowe parametry technologiczne osadu czynnego w oczyszczalni biologicznej przedstawiono w tabeli 4.

Zgodnie z jugosłowiańską ofertą końcowy efekt redukcji BZT₅ w gnojowicy miał wynosić około 99,4%. W trakcie eksploatacji oczyszczalnia nie uzyskała zakładanych w projekcie parametrów z następujących przyczyn:

- Obciążenie hydrauliczne komór wzrosło o 170%;

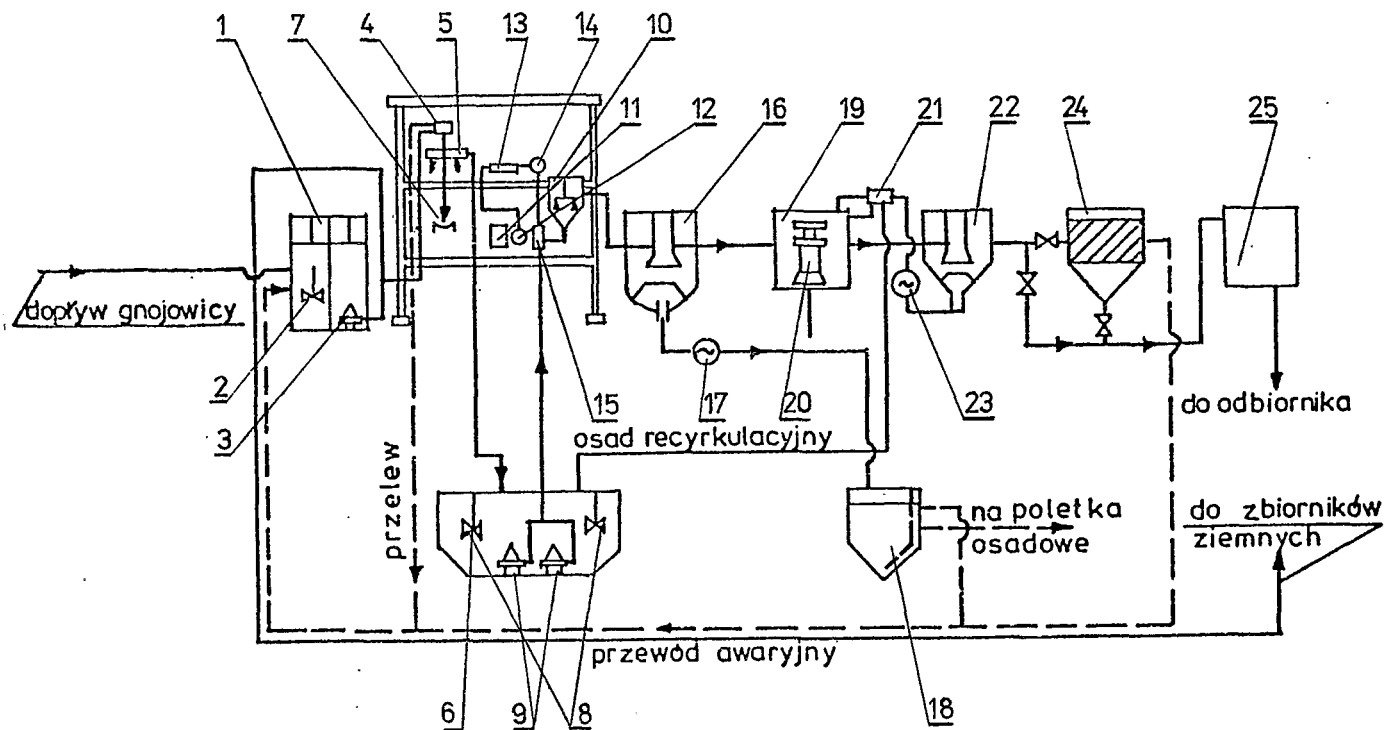
- Wzrósł ładunek zanieczyszczeń w gnojowicy surowej przy spadku efektywności procesów oczyszczania;
- W gnojowicy dopływającej z lagun do oczyszczalni zaszyły daleko posunięte procesy gnilne; nastąpił spadek efektywności komór osadu czynnego i silne pienienie gnojowicy;
- Schłodzenie zimą gnojowicy w lagunach uniemożliwiało eksploatację komór osadu czynnego.

W tych warunkach na drugim stopniu oczyszczania biologicznego nie uzyskano zakładanych sprawności.

Na fermie przemysłowego tuczu trzody chlewnej w Czerninie wybudowano oczyszczalnię gnojowicy według technologii węgierskiej firmy Vidus (tab. 1, rys. 4 – Kretkowski 1982, Szymański 1982). Zastosowano tu trzy stopnie oczyszczania:

TABELA 4. Podstawowe parametry technologiczne osadu czynnego w oczyszczalni gnojowicy w PGR Bieganowo

Urządzenia	Parametry technologiczne	Jednostki	Wartości parametrów	
			zakładane	uzyskane
Komora napowietrzania I stopnia	obciążenie osadu czynnego	kg BZT ₅ ·kg ⁻¹ ·doba ⁻¹	0,35	1,5–1,8
	obciążenie komory osadu czynnego	kg BZT ₅ ·m ⁻³ ·doba ⁻¹	1,4–2,1	3,8–8,7
	stężenie osadu czynnego	kg·m ⁻³	7–8	2–6
	czas napowietrzania	h	40	26
	OC:BZT ₅	—	1,32	0,6–0,26
Komora napowietrzania II stopnia	obciążenie osadu czynnego	kg BZT ₅ ·kg ⁻¹ ·doba ⁻¹	0,036	1,6
	obciążenie komory osadu czynnego	kg BZT ₅ ·m ⁻³ ·doba ⁻¹	0,26	1,9
	stężenie osadu czynnego	kg·m ⁻³	4–6	2–4
	czas napowietrzania	h	34	34
	OC:BZT ₅	—	8,7	0,6
Osadnik wtórny I stopnia	czas przepływu przy Q_h	h	6	4
	obciążenie hydrauliczne przy Q_h	m·h ⁻¹	0,38	0,55
Osadnik wtórny II stopnia	czas przepływu przy Q_h	h	6	4
	obciążenie hydrauliczne przy Q_h	m·h ⁻¹	0,38	0,55



RYSUNEK 4. Schemat sztucznej oczyszczalni gnojowicy w PGR Czernin: 1 – komora zbiorcza, 2 – mieszadło, 3 – pompy do przetwarzania surowej gnojowicy, 4 – zbiornik dozujący, 5 – wibrosita, 6 – zbiornik wyrównawczy i napowietrzania wstępnego, 7 – przenośnik taśmowy, 8 – mieszadło, 9 – pompy do przetwarzania uśrednionej gnojowicy, 10 – reaktor, 11 – zbiornik do rozpuszczania koagulantu, 12 – pompy obiegowe, 13 – zbiornik do magazynowania roztworu, 14 – pompy dozujące roztwór, 15 – mieszalnik, 16 – osadnik wstępny ze zgarniaczem obrotowym, 17 – pompy do przetwarzania osadu, 18 – zbiornik do zagęszczania osadu, 19 – zbiornik z osadem czynnym, 20 – aerator powierzchniowy, 21 – zbiornik dozujący, 22 – osadnik wtórny, 23 – pompy recyrkulacyjne, 24 – złoża bakteryjne, 25 – zbiornik dezynfekcji

- 1) mechaniczny na wibrositach,
- 2) chemiczny z użyciem siarczanu glinu,
- 3) biologiczny w komorach z osadem czynnym i na złożach biologicznych.

Mechaniczny proces oczyszczania przebiega na wibrositach, podobnie jak w oczyszczalni gnojowicy w Kołbaczu. Części stałe oddzielane na wibrositach opadają na transporter, a dalej przyczepami samowyladowczymi wywożone są na pole kompostowe, natomiast części płynne przepływają do zbiornika wstępnego napowietrzania, spełniającego jednocześnie rolę zbiornika wyrównawczego. W zbiorniku tym są zainstalowane aeratory do napowietrzania gnojowicy, mieszadła do jej mieszania, pompy oraz urządzenie grzejne do podgrzewania gnojowicy zimą.

Chemiczne procesy przebiegają w reaktorze, gdzie następuje wymieszanie gnojowicy z 10-procentowym roztworem siarczanu glinu. Z reaktora gnojowica przez oddzielną pianę kierowana jest do osadników wstępnych, w których zachodzi oddzielenie osadu. Oddzielony osad o uwodnieniu 96–97% przepompowywany jest do zagęszczacza osadu i po obniżeniu zawartości wody 86–90% zostaje skierowany na poletka osadowe.

Biologiczny proces polega na dalszym oczyszczaniu gnojowicy w 2 komorach osadu czynnego, w których pracują aerato-

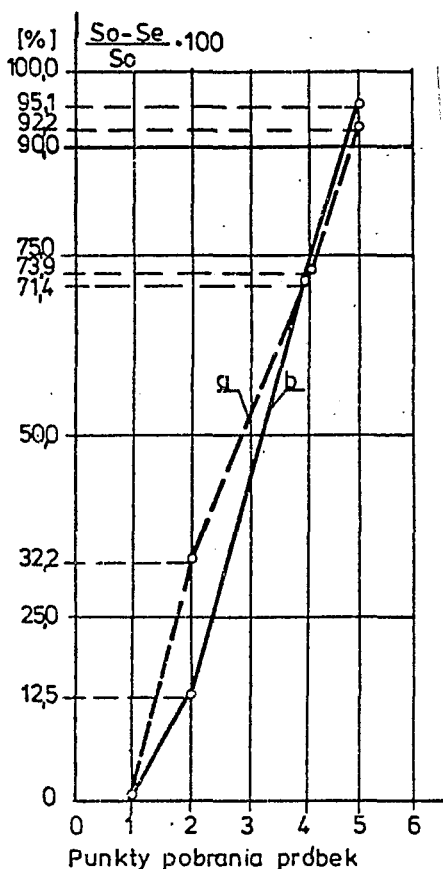
ry powierzchniowe. Ciecz z osadem czynnym z komór napowietrzania przepływa do osadników wtórnych, gdzie następuje oddzielenie gnojowicy oczyszczonej od osadu czynnego i odprowadzenie jej na dwa złoża biologiczne. Część osadu czynnego jest zwracana do komór napowietrzania, a część usunięta do zbiornika wstępnego napowietrzania.

W czasie eksploatacji omawianej oczyszczalni ujawniono różne nieprawidłowości, wynikające zarówno z koncepcji technologii oczyszczania, jak i z montażu urządzeń prototypowych. Częste awarie oraz brak części zamiennych zmuszały użytkownika do wyłączania oczyszczalni z pracy.

Analiza podstawowych wskaźników zanieczyszczeń (tab. 5, rys. 5) wskazuje na nieefektywną pracę biologicznej części oczyszczalni. Odciek z osadników wtórnych po oczyszczeniu biologicznym I stopnia jest silnie zanieczyszczony, a zainstalowane złoża biologiczne w zasadzie pogarszają końcowy rezultat oczyszczania gnojowicy. W wyniku tego ładunek zanieczyszczeń w gnojowicy po oczyszczeniu biologicznym jest bardzo wysoki i nie pozwala na jej odprowadzenie do wód powierzchniowych. Analiza składu chemicznego gnojowicy z oczyszczalni wskazuje na małą efektywność napowietrzania powierz-

TABELA 5. Podstawowe parametry technologiczne osadu czynnego w oczyszczalni gnojowicy w PGR Czemin

Urządzenia	Parametry	Jednostki	Wartości parametrów	
			zakładane	uzyskane
Komora napowietrzania	obciążenie osadu czynnego	kg BZT ₅ ·kg ⁻¹ ·doba ⁻¹	0,07	1,3
	obciążenie komory osadu czynnego	kg BZT ₅ ·m ⁻³ ·doba ⁻¹	6,73	6,73
	stężenie osadu czynnego	kg·m ⁻³	1,57	1,57
	czas napowietrzania	h	9	6
	OC:BZT ₅	—	—	0,36
Osadnik wtórny	czas przepływu przy Q_h	h	2,5	2,5
	obciążenie hydrauliczne przy Q_h	m·h ⁻¹	1,37	1,37



RYSUNEK 5. Sprawność procesów oczyszczania gnojowicy (wyrażone wartością BZT₅ i ChZT) na fermie tuczu trzody chlewnej w PGR Czernin; próbki pobrano: 1 – z przepompowni surowej gnojowicy, 2 – po sitach dynamicznych, 3 – po zbiorniku wyrównawczym, 4 – po koagulacji, 5 – po komorze osadu czynnego; a – wartość ChZT, b – wartość BZT₅

chniowego, poza tym czas przebywania gnojowicy w komorach osadu czynnego i w osadnikach wtórnych jest za krótki. Oczyszczalnia wybudowana w Czerninie nie uzyskała więc zakładanych parametrów.

Ocena porównawcza oczyszczalni

Omówione oczyszczalnie gnojowicy (rys. 1, 3 i 4), oparte na trzech różnych technologiach, nie uzyskały założonych sprawności. Oczyszczalnie, wybudowane w ZDD Kołbacz i PGR Bieganowo, chara-

teryzują się prostotą układów technologicznych (rys. 1 i 3), natomiast oczyszczalnia w PGR Czernin wyposażona jest w dużą liczbę prototypowych urządzeń (rys. 4). Wszystkie te oczyszczalnie cechują się niską efektywnością pracy. Oczyszczalnie w PGR Bieganów i Czernin nie pracują zgodnie z przeznaczeniem, stąd konieczne jest rozlewanie gnojowicy na pola. Oczyszczalnia eksploatowana w ZDD Kołbacz spowodowała całkowitą degradację zbiornika, tj. jeziora Zaborsko (Rogiński, Pilip, Rychlewski 1985). W oczyszczalniach w ZDD Kołbacz i PGR Bieganów zastosowano dwustopniowe oczyszczanie gnojowicy. W I stopniu oczyszczania mechanicznego przyjęto w obu oczyszczalniach zupełnie odmienne sposoby usuwania zawiesiny z gnojowicy. W ZDD Kołbacz w mechanicznej części oczyszczalni, a więc na wibrositach, obniżono w gnojowicy zawartość suchej masy z 10 995 do 8529 mg·dm⁻³. Frakcja ciekła o tak wysokim ładunku była kierowana do komór osadu czynnego. W PGR Bieganów gnojowica rozwarstwiała się w lagunach osadowych, przy czym na górze pozostawał kożuch, a na dnie osiadał szlam, uniemożliwiając oddzielenie frakcji płynnej od stałej. W lagunach wystąpiły procesy gnilne, pogarszające skład chemiczny gnojowicy dopływającej do komór z osadem czynnym.

Węgrzy w oczyszczalni w PGR Czernin uniknęli błędów popełnionych przez firmę włoską i jugosłowiańską. Za pomocą wibrosit usunęli z gnojowicy frakcję stałą, a ciecz została skierowana do zbiornika wyrównawczego i zbiornika napowietrzania wstępnego. W tym ostatnim zbiorniku za pomocą koagulacji siarczanem glinu obniżono ilość suchej masy z 15 375 do 3635 mg·dm⁻³. W technologiach pracy oczyszczalni omawianych typów następnym stopniem oczyszczania były komory z osadem czynnym. Jednak nie zbadano zjawisk zachodzących w komorach aeracji. Z analizy podstawowych parametrów osadu czynnego wynika, że przyjęto je bez uprzednich doświadczeń. W oczyszczalni w Biegano-

wie założono, że w komorach osadu czynnego parametr czasu $t = 74$ h, koncentracja osadu $X = 4-8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, a współczynnik stałej szybkości procesu oczyszczania gnojowicy $K = 0,37 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

W komorze osadu czynnego oczyszczalni w Kołbaczu przyjęto parametry czasu $t = 48$ h, uzyskując obniżenie wartości ChZT z 8527,6 do 514,6 $\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, a wartość BZT₅ z 4659,2 do 322,6 $\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, ilość suchej masy zmniejszyła się z 8950 do 1866,8 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

W komorze osadu czynnego oczyszczalni w Czerninie założono parametr czasu $t = 9$ h, uzyskując obniżenie ChZT z 4156 do 1235 $\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, BZT₅ z 2102 do 355 $\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, a ilość suchej masy zmniejszyła się z 3636 do 2428 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Z analizy materiałów uzyskanych z oczyszczalni gnojowicy w Kołbaczu, Bieganowie i Czerninie wynika, że w przypadku omawianych technologii nie można używać zakładanych parametrów oczyszczania. W Kołbaczu bowiem procesy mechaniczne przebiegały niesprawnie (rys. 2), w Czerninie mało sprawnie zachodziły procesy biologiczne (rys. 4), w Bieganowie zaś w procesie mechanicznego oczyszczania gnojowicy nie przewidziano usuwania zawiesiny na wibrositach, a to uniemożliwiło prawidłową pracę zbiorników sedymentacyjnych (lagun).

Literatura

- KRETKOWSKI J. 1982: *Analiza efektywności pracy wybranych sztucznych oczyszczalni gnojowicy z ferm przemysłowego tuczu trzody chlewnej*. Wyd. Mel. Wod. SGGW-AR, Warszawa (praca magisterska, maszynopis).
- ROGIŃSKI W. 1973: *Badania wybranych urządzeń mechanicznych sztucznych oczyszczalni gnojowicy na fermach hodowlanych w Polsce*. Badania oczyszczalni gnojowicy w Kołbaczu. IBMER, Warszawa (maszynopis).
- ROGIŃSKI W. 1978: *Wykorzystanie osadu czynnego do unieszkodliwiania gnojowicy z ferm trzody chlewnej*. Wydaw. SGGW-AR, Warszawa.
- ROGIŃSKI W. 1993: *Badania efektywności biologicznych procesów w oczyszczalni gnojowicy w Kołbaczu*. Przegl. Nauk. Wyd. Mel. i Ochr. Środ. z. 2, SGGW, Warszawa.
- ROGIŃSKI W., PILIP S., RYCHLEWSKI R. 1985: *Oddziaływanie PTTCh w Kołbaczu na środowisko wodne w świetle dotychczasowych badań i eksploatacji*. Zesz. Wybr. Zag. Tech. Sanit. Wsi. Technika i technologia rolniczego użytkowania gnojowicy. T. II, PZITS, Oddział Nowosądecki.
- SZYMAŃSKI S. 1982: *Ocena gospodarki gnojowicowej w 7 wybranych fermach przemysłowych trzody chlewnej*. IMGW, Warszawa.
- WĘCKOWICZ E., ROGIŃSKI W., PORZYCH H., KALINOWSKA T. 1990: *Badania efektywności pracy prototypowej oczyszczalni gnojowicy z przemysłowej fermy*. Instytut Zootechniki, Kraków (maszynopis).

Summary

Assessment of imported technologies of inventory sewage treatment plants for farms of industrial fattening of swines. The paper presents the assessment of imported to Poland technologies to render harmless of slurry in farms of industrial fattening of swines. The analysis of basic pollution indicators showed, that the work of biological parts of analysed sewage treatment plants was ineffective. Erected in Poland sewage treatment plants rooted in technologies of Italian's Company "Gi-Gi", Yugoslavian's "Emona" or Hungarian's "Vidus" did not obtain the assumed results of work.

Author's address:

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

Andrzej ZBUCKI

Katedra Geodezji i Fotogrametrii SGGW

Ocena dokładności wysokości punktów leżących na profilach wykonanych za pomocą danych numerycznych

Wstęp

Na podstawie danych numerycznych opracowano mapę warstwicową. Na tej mapie zaprojektowano osie profilów i sporządzono profile terenu.

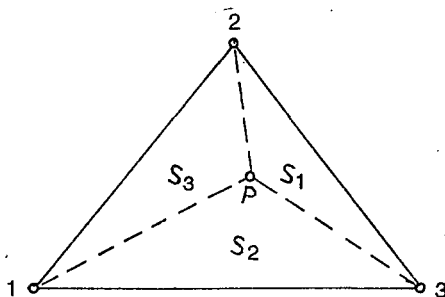
Porównano wysokości punktów leżących na profilu, określone na podstawie danych numerycznych, z wysokościami tych samych punktów stosując bezpośredni pomiar w terenie.

Wykonanie profilu podłużnego na podstawie numerycznego modelu terenu

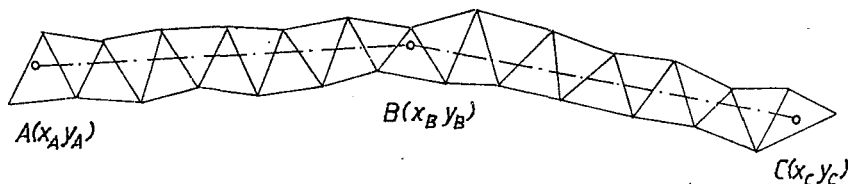
Punkty początkowe, załamania i punkty końcowe osi przekroju określono za pomocą współrzędnych x, y , odczytanych z mapy. Na prostych odcinkach osi przekroju obliczono współrzędne x, y punktów znajdujących się co 20 metrów. Rzędne punktów przekroju początkowego, załamania, końcowego i znajdujących się co 20 me-

trów interpolowane są w trójkątach, które utworzone zostały przy opracowywaniu mapy warstwicowej (rys. 1).

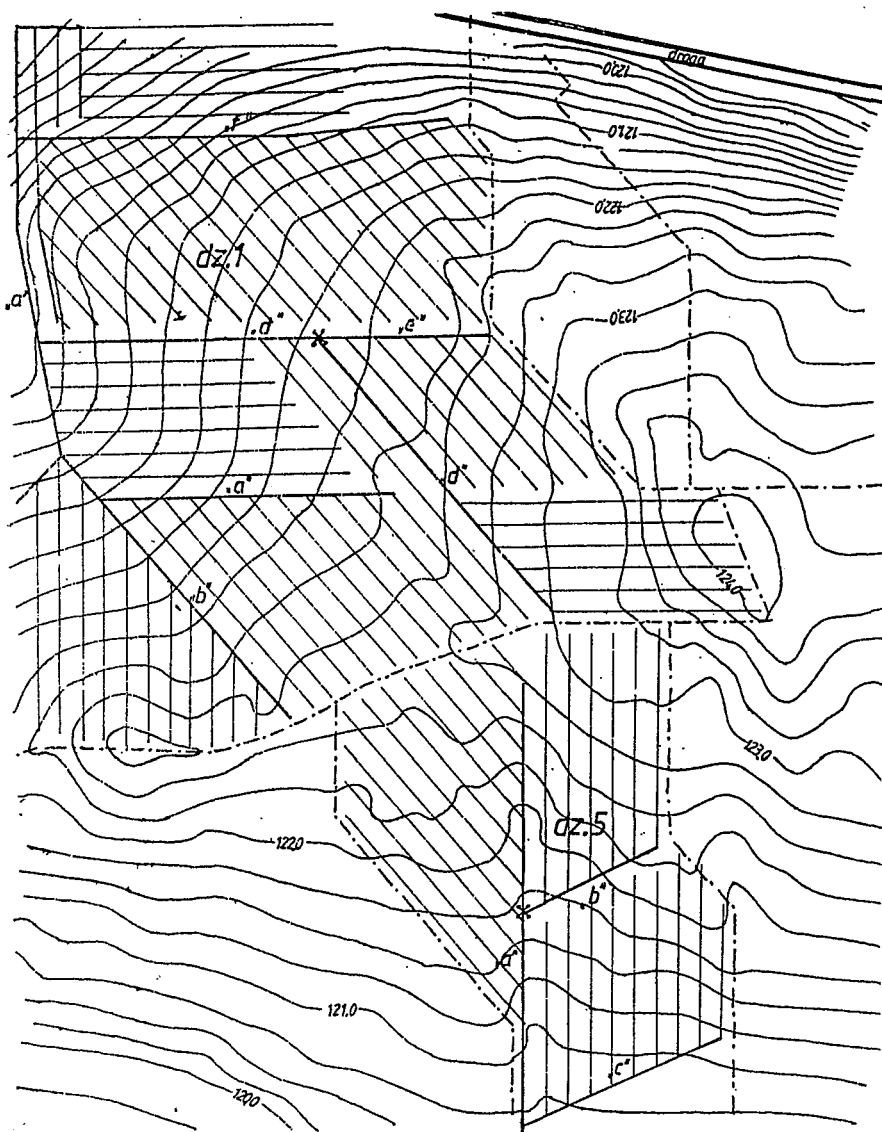
Rzędna punktu przekroju obliczana jest na płaszczyźnie utworzonej przez trzy wierzchołki trójkąta 1, 2, 3 (rys. 2). Wierzchołkami trójkąta są pikiety określone współrzędnymi x, y, h . Rzędna punktu P obliczana jest jako ogólna średnia arytmetycz-



RYSUNEK 2. Rzędna punktu przekroju obliczana na płaszczyźnie utworzonej przez 3 wierzchołki trójkąta



RYSUNEK 1. Rzędne punktów przekroju interpolowane w trójkątach



RYСУNEK 3. Projektowane zbieracze na mapie

na rzędnych wierzchołków trójkąta, wagami są pola trójkątów S_1, S_2, S_3 . Dla rzędnej wierzchołka 1 wagą jest pole S_1 trójkąta 2, 3, P. Dla pozostałych wierzchołków trójkąta wagi są przyjmowane w ten sam sposób.

$$h_p = \frac{h_1 S_1 + h_2 S_2 + h_3 S_3}{S_1 + S_2 + S_3}$$

W ten sam sposób na osi przekroju obliczone zostaną punkty o współrzędnych x, y, h .

Badania dokładności punktów leżących na profilach

Na mapie warstwicowej opracowanej za pomocą numerycznego modelu terenu zaprojektowano rozmieszczenie sieci drenarskiej. Zaprojektowano układ sączków i zbieraczy (rys. 3).

Profile podłużne osi zbieraczy wykonano na podstawie danych numerycznych. Wzdłuż osi profilów zostały określone wysokości punktów w jednakowych odstępach, co 20 metrów.

W celu oceny dokładności wysokości punktów na profilach wytyczono w terenie osie tych profilów. Wyznaczono na osiach profilów punkty, których wysokości zostały określone na podstawie danych numerycznych. Za pomocą niwelacji wyznaczono wysokości tych punktów.

Wyniki pomiaru zestawione są w tabelach 1, 2, 3, 4,

gdzie:

h_t – wysokość punktu na profilu określona przez bezpośredni pomiar w terenie,

TABELA 1. Rzędne punktów na zbieraczu "a", dział 5

Nr pkt.	h_t	h_n	$K = h_t - h_n$
1	122,81	122,77	+0,04
2	122,76	122,75	+0,01
3	122,67	122,61	+0,06
4	122,54	122,47	+0,07
5	122,37	122,33	+0,04
6	122,24	122,19	+0,05
7	122,05	122,04	+0,01
8	122,01	121,97	+0,04
9	121,94	121,92	+0,02
10	121,89	121,87	+0,02
11	121,77	121,78	-0,01
12	121,59	121,63	-0,04
13	121,52	121,56	-0,04
14	121,42	121,41	+0,01
15	121,39	121,26	+0,13
16	121,26	121,13	+0,13
17	121,07	121,07	0
18	121,03	121,01	+0,02
19	120,97	120,91	+0,06
20	120,77	120,84	-0,07
21	120,65	120,77	-0,12

h_n – wysokość tego samego punktu na profilu określona z danych numerycznych.

Dla każdego punktu obliczono:

$$K = h_t - h_n$$

W celu scharakteryzowania dokładności wysokości punktów leżących na profi-

TABELA 2. Rzędne punktów na zbieraczu "a", dział 1

Nr pkt.	h_t	h_n	$K = h_t - h_n$
1	117,87	118,00	-0,13
2	118,10	118,21	-0,11
3	118,27	118,36	-0,09
4	118,43	118,59	-0,16
5	118,73	118,87	-0,14
6	119,04	119,06	-0,02
7	119,29	119,26	+0,03
8	119,57	119,48	+0,09
9	119,75	119,73	+0,02
10	119,85	119,86	-0,01
11	119,97	119,94	+0,03
12	119,93	119,96	-0,03
13	119,92	119,96	-0,04
14	119,87	119,88	-0,01
15	119,91	120,05	-0,14
16	119,93	120,07	-0,14
17	119,96	120,08	-0,12
18	120,02	120,12	-0,10
19	120,12	120,22	-0,10
20	120,27	120,32	-0,05
21	120,49	120,48	-0,01
22	120,63	120,67	-0,04
23	120,81	120,82	-0,01
24	120,92	120,96	-0,04
25	121,15	121,05	+0,10
26	120,93	121,08	-0,15
27	121,18	121,17	+0,01
28	121,14	121,27	-0,13
29	121,32	121,37	-0,05
30	121,38	121,47	-0,09
31	121,50	121,59	-0,09
32	121,63	121,70	-0,07
33	121,64	121,81	-0,17
34	121,93	121,90	+0,03
35	121,95	121,99	-0,04
36	122,06	122,08	-0,02
37	122,17	122,15	+0,02
38	122,21	122,26	-0,05
39	122,30	122,31	-0,01

TABELA 3. Rzędne punktów na zbieraczu "b", dział 1

Nr pkt.	h_t	h_n	$K = h_t - h_n$
1	121,15	121,05	+0,10
2	121,08	121,20	-0,12
3	121,34	121,34	0
4	121,59	121,47	+0,12
5	121,74	121,61	+0,13
6	121,75	121,74	+0,01
7	122,01	121,88	+0,13
8	122,05	122,02	+0,03
9	122,16	122,15	+0,01
10	122,35	122,26	-0,09
11	122,34	122,37	-0,03
12	122,51	122,44	+0,07

TABELA 4. Rzędne punktów na zbieraczu "d", dział 1

Nr pkt.	h_t	h_n	$K = h_t - h_n$
1	120,16	120,27	-0,11
2	120,34	120,44	-0,10
3	120,55	120,60	-0,05
4	120,59	120,78	-0,19
5	120,95	120,92	+0,03
6	121,03	121,07	-0,04
7	121,06	121,20	-0,14
8	121,30	121,34	-0,04
9	121,43	121,48	-0,05
10	121,50	121,62	-0,12
11	121,60	121,70	-0,10
12	121,67	121,78	-0,11
13	121,72	121,81	-0,09
14	121,76	121,86	-0,10
15	121,85	121,92	-0,07
16	121,88	121,98	-0,10
17	121,98	122,03	-0,05
18	122,11	122,12	-0,01
19	122,10	122,21	-0,11
20	122,23	122,30	-0,07
21	122,24	122,38	-0,14
22	122,34	122,47	-0,13
23	122,47	122,56	-0,09
24	122,54	122,65	-0,11
25	122,52	122,72	-0,20
26	122,66	122,78	-0,12
27	122,67	122,84	-0,17
28	122,81	122,90	-0,09
29	122,83	122,93	-0,10

łach w odległościach co 20 metrów obliczono błąd przeciętny wg wzoru:

$$t = \frac{|K_1| + |K_2| + |K_3| + \dots + |K_n|}{n}$$

Błąd przeciętny wysokości punktów terenowych położonych na osi profilu wynosi dla zbieracza:

— "a", dz. 5, $t = 0,05$ m, przy czym max $K = +0,13$ m, min $K = -0,05$ m

— "a", dz. 1, $t = 0,07$ m, przy czym max $K = +0,10$ m, min $K = -0,16$ m

— "b", dz. 1, $t = 0,07$ m, przy czym max $K = +0,13$ m, min $K = -0,12$ m

— "d", dz. 1, $t = 0,10$ m, przy czym max $K = +0,03$ m, min $K = -0,20$ m

Wniosek

Na podstawie wyników pomiaru kontrolnego można stwierdzić, że wykonane tym sposobem profile terenowe mogą służyć do celów projektowania. Zaletą tak opracowanych profili jest to, że wysokości punktów nie są obciążone błędami interpolacji i wykreślania warstwic.

Literatura

- GAŹDZICKI J. 1975: *Informatyka w geodezji i kartografii*. PPWK, Warszawa.
 ŁOŚ A. 1973: *Rachunek wyrównawczy*. T. 1, PWN, Warszawa.

Summary

Estimation of precision of the height of the points laying on the profiles based on numeric data. The estimation of precision of the height of the points based on numeric data was made, comparing to the height of the same points based on the direct field measuring.

Author's address:

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

Fotointerpretacyjna metoda oceny stanu technicznego obwałowań

Wprowadzenie

Kompleksowe rozpoznanie stanu technicznego obwałowań i istniejących w nich budowli umożliwia wykrycie i zlokalizowanie miejsc zagrożonych awarią. Z uwagi na duże długości zapór bocznych, a więc i duży obszar, jaki należy objąć badaniami, ocena ich stanu powinna być przeprowadzona w sposób systemowy, łączący obserwacje zdalne (interpretacja zdjęć lotniczych) z badaniami bezpośrednimi (geofizycznymi, geotechnicznymi, rejestracyjno-bioindykacyjnymi, geodezyjnymi) (Szymański, Wolski 1985). Fotointerpretacja jest metodą, która może dostarczyć wielu informacji potrzebnych do prawidłowej oceny stanu badanych zapór. Zdjęcia lotnicze pozwalają na zarejestrowanie w krótkim czasie całego obszaru objętego badaniami, bez konieczności prowadzenia czasochłonnych prac terenowych. Zdjęcia lotnicze są cennym materiałem porównawczym podczas dokonywania kolejnych ocen stanu technicznego budowli wodnych.

Zdjęcia lotnicze stosowane w fotointerpretacji

Rejestracja zjawisk występujących w obwałowaniach i ich sąsiedztwie oraz poprawne wytypowanie miejsc przeznaczonych do szczegółowych badań terenowych możliwe są tylko pod warunkiem wykona-

nia zdjęć lotniczych o ściśle określonych parametrach. Najważniejszymi parametrami są: rodzaj materiału fotograficznego, skala zdjęć oraz termin wykonania zdjęć.

Najpopularniejszą w Polsce techniką fotograficzną są **czarno-białe zdjęcia panchromatyczne**, znajdujące zastosowanie przede wszystkim w fotogrametrii do opracowań topograficznych. Ich przydatność fotointerpretacyjna jest ograniczona. Film uczulony jest w widzialnym przedziale widma, w związku z czym zróżnicowanie tonalne obszarów o różnej wilgotności i o różnym składzie zbiorowisk roślinnych jest na zdjęciach panchromatycznych niewielkie, co utrudnia interpretację obrazu. Biorąc jednak pod uwagę fakt, że większość zdjęć archiwalnych została wykonana w tej własnej technice, zdjęcia panchromatyczne należy uznać za cenny materiał fotointerpretacyjny wykorzystywany np. do oceny dynamiki procesów zachodzących w obwałowaniach i na terenach przyległych.

Obszar zastosowań zdjęć lotniczych w fotointerpretacji zwiększa fotografia w podczerwieni. Pozwala ona m.in. na lepsze zobrazowanie zjawisk wodnych. Zdjęcia czarno-białe uczulone na podczerwień przez wyraźne zróżnicowanie fototonu umożliwiają dokładną lokalizację obszarów o dużej wilgotności, wód, zbiorowisk roślinnych i miejsc objętych erozją. Zdjęcia te są często wykorzystywane w badaniach

glebowo-wodnych. W trakcie ich interpretacji niezbędne są jednak zdjęcia panchromatyczne jako materiał uzupełniający.

Innym rodzajem filmu uczulonego na podczerwień jest **film spektrostrefowy**, rejestrujący obraz w barwach zafałszowanych. Umowne barwy tego filmu ułatwiają interpretację zdjęć przez wyeksponowanie badanych zjawisk. Powyższe materiały uczulone na podczerwień, z uwagi na swoje zalety jak i koszt niewiele przewyższający koszt tradycyjnych zdjęć panchromatycznych, mogą być szeroko wykorzystywane w badaniach związanych z oceną stanu technicznego obwałowań.

W fotografii wielospektralnej zdjęcia lotnicze wykonywane są kamerami wieloobiektywowymi, rejestrującymi obraz tego samego obszaru jednocześnie w kilku przedziałach widma (w tym również w podczerwieni). Obrazy te są następnie analizowane w tzw. przeglądarce addytywnej, gdzie rzutowane są na wspólny ekran przez odpowiednie filtry. **Na ekranie powstaje obraz barwny w barwach umownych**. Fotointerpretator ustala klucz barw w zależności od rodzaju badanego zjawiska. Fotografia wielospektralna jest techniką bardzo użyteczną przy ocenie stanu obwałowań (Szymański, Wolski 1985). Jednak wysoki koszt wykonania tych zdjęć i ich interpretacji wskazują na ewentualne zastosowanie tej techniki tylko na wytypowanych, szczególnie zagrożonych odcinkach obwałowań.

Na fotointerpretyczną przydatność zdjęcia lotniczego duży wpływ ma jego skala. Na podstawie badań własnych (Hałkowski, 1986) oraz doświadczeń innych autorów (Szymański, Wolski 1985) za skalę optymalną zdjęć lotniczych wykorzystywanych do oceny stanu obwałowań uważamy skalę 1:5 tys. Skala ta zapewnia poprawną interpretację istotnych dla opracowania szczegółów. Powiększenie tej skali podnosi znacznie koszt wykonania zdjęć i zakres prac fotointerpretycznych przy małych korzyściach związanych ze zwiększeniem dokładności fotointerpretacji. Nie-

wielkie pomniejszenie proponowanej skali obniża natychmiast jakość szczegółowego opracowania fotointerpretycznego.

Archiwalne zdjęcia lotnicze, wykonane najczęściej dla celów topograficznych w skalach drobnych, są przydatne w procesie fotointerpretycznym jako materiał uzupełniający głównie dla terenów przyległych do obwałowań.

Stereoskopowa obserwacja zdjęć lotniczych umożliwia rozpoznanie morfologii terenu (Orłowski 1986). Przestrzenny obraz obwałowania dostarcza informacji o jego kształcie, zmianach geometrii korpusu, uszkodzeniach korony i skarp. Możliwość stereoskopowej obserwacji zdjęć lotniczych zapewnia wykonanie zdjęć z 60% pokryciem podłużnym.

Wybór terminu wykonania zdjęć lotniczych ma decydujące znaczenie dla ich przydatności fotointerpretycznej. Do badań zjawisk wodnych często wykonuje się zdjęcia wczesną wiosną. Na zdjęciach widoczne są wtedy obszary silnie uwilgotnione. Zdjęcia lotnicze wykonuje się również w trakcie powodzi i przy krytycznych stanach wód w rzekach m.in. dla celów inwentaryzacji zasięgu wód powodziowych i powstałych szkód.

Badane obwałowania powinny być sfotografowane na zdjęciach lotniczych przy średnich lub nawet niskich stanach wód w momencie rozpoczęcia wegetacji roślinności porastającej skarpy obwałowania i teren przyległy. Niektóre zbiorowiska roślinne, wymagające środowiska bardzo wilgotnego, wskazują wtedy pośrednio przez swoją obecność i intensywną wegetację na miejsca filtracji wody przez korpus i podłoże obwałowania (Pawłat, Nazaruk 1987). Biorąc to wszystko pod uwagę proponujemy optymalny termin wykonania zdjęć do oceny stanu technicznego obwałowań **na przełom kwietnia i maja** z zastrzeżeniem, że terminu tego nie można określić dokładniej, gdyż o rozpoczęciu okresu wegetacyjnego i o stanie wód decydują zawsze warunki pogodowe panujące w danym roku.

Interpretacja zdjęć lotniczych

Zalety fotointerpretacji jako metody zbierania informacji przemawiają za jej wykorzystaniem w systemowej ocenie stanu technicznego obwałowań. Proces fotointerpretacyjny wykracza poza zakres zwykłego odczytywania zdjęć. Polega on na analizie odfotografowanych obiektów, ich wzajemnych powiązań oraz zjawisk niewidocznych na zdjęciach bezpośrednio. Użyte skane tą drogą informacje, uzupełnione i zweryfikowane metodą bioindykacyjną zapewniają dużą wiarygodność sporządzanej oceny. Interpretując zdjęcia lotnicze należy rozpoznać elementy środowiska przyrodniczego oraz zapoznać się ze skutkami działalności antropogenicznej. Wyniki prac powinny być uzupełnione informacjami uzyskanymi z materiałów pomocniczych (map topograficznych, map tematycznych, opisów, projektów, archiwalnych materiałów fotogrametrycznych, wyników badań terenowych). Do podstawowych zagadnień, które należy zinterpretować na zdjęciach lotniczych należą (Szymański, Wojski 1985):

- elementy środowiska wodnego:
 - zbiorniki wodne
 - linia brzegowa
 - budowie regulacyjne
- geologia z elementami geotechniki i hydrogeologii:
 - utwory korytowe
 - utwory powodziowe
 - utwory starorzeczy
 - utwory eoliczne
 - utwory antropogeniczne
- morfologia
- miejsca szczególnie zagrożone awarią obwałowania, wynikające z:
 - geologii podłoża (np. przejście obwałowania przez starorzecze),
 - warunków morfologiczno-hydrologicznych,
 - warunków eksploatacyjno-konstrukcyjnych obwałowania,
 - niepożądanych zjawisk filtracji.

Szczegółowe rozpoznanie wymienionych powyżej elementów pozwala na sformułowanie ogólnej oceny stanu technicznego obwałowania oraz na wytypowanie miejsc, w których niezbędne są dokładne badania terenowe. Różnorodność interpretowanych zjawisk wymaga, by zespół fotointerpretacyjny miał charakter interdyscyplinarny.

Wnioski

1. Fotointerpretacyjną metodę oceny stanu technicznego obwałowań należy uznać za metodę ukierunkowującą dalsze badania szczegółowe; jej wyniki powinno się zweryfikować metodą rejestracyjno-bioindykacyjną,

2. Podstawowym materiałem fotograficznym do interpretacji powinny być zdjęcia spektrostrefowe lub zdjęcia czarno-białe uczulone na podczerwień.

3. Optymalna skala zdjęć lotniczych 1:5 tys. zapewnia poprawną interpretację elementów środowiska przyrodniczego; zdjęcia interpretuje się stereoskopowo (wymagane 60% pokrycie podłużne zdjęć).

4. Zdjęcia lotnicze trzeba wykonać na przełomie kwietnia i maja, uściślając ten termin w zależności od aktualnych warunków pogodowych (ważny jest moment rozpoczęcia wegetacji roślin i średni stan wód).

Literatura

- GEOTEKO sp. z o.o. 1992: *Program badań inwentaryzacyjnych stanu technicznego zapór bocznych zbiornika "Dęba"*. Wesoła k. Warszawy.
- HAŁKOWSKI J. 1986: *Ocena przydatności zdjęć lotniczych do badania wybranych zmian fizjograficznych meliorowanych dolin rzek nizinnych*. Praca doktorska SGGW.
- ORŁOWSKI P. 1986: *Analiza możliwości wykorzystania modelu stereoskopowego w projektowaniu sieci melioracyjnej*. Praca doktorska SGGW.
- PAWŁAT H., NAZARUK M. 1987: *Metoda rejestracyjno-bioindykacyjna oceny stanu technicznego wałów przeciwpowodziowych w czasie przeglądu*. Melioracje Rolne – Biuletyn Informacyjny nr 3.

SZYMAŃSKI A., WOLSKI W. 1985: *Wytyczne systemowej oceny stanu technicznego wałów przeciwpowodziowych*. Opracowanie Katedry Geotechniki SGGW w ramach tematu PR-7 02.03.01.

Summary

Photointerpretation method of the estimation of the technical state of embankments. The article presents the photointerpretation method of collecting information concerning the elements of the natural environment for the general estimation of the techni-

cal state of embankments. There have been shown different photographic techniques applied in photointerpretation. There has been determined the optimum scale of aerial photos, the term of taking them as well as the range of photointerpretation tasks.

Author's address:

P. Orłowski, J. Hałkowski, W. Buczek
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa
ul. Nowoursynowska 166
Poland

Możliwości zastosowania zdjęć lotniczych do rejestracji zmian w strefie podmiejskiej na potrzeby SIP (GIS)

Wstęp

Podstawowym zagadnieniem w zakresie Systemów Informacji Przestrzennej (Gaździcki 1990) jest tworzenie baz danych dostosowanych do potrzeb danego systemu. Szybki rozwój aglomeracji miejskich w istotny sposób wpływa na obszary położone na ich obrzeżach. Dynamika zachodzących zmian utrudnia, a nieraz uniemożliwia zebranie aktualnych informacji o terenie metodami konwencjonalnymi. W niniejszym opracowaniu podjęto zagadnienie zastosowania interpretacji zdjęć lotniczych do oceny stanu aktualnego i zmian zachodzących w strefie podmiejskiej. Wykorzystano materiały zebrane przez magistrantów Alinę Borkowską i Bogusława Czynszą. Opracowanie oparto na istniejącym, dostępnym materiale zdjęciowym dla wybranego obiektu w strefie podmiejskiej Warszawy (rys.). Są to panchromatyczne zdjęcia lotnicze w skali 1:8000 z 1960 r. oraz w skali 1:18 000 z 1976 r.

Zastosowanie zdjęć lotniczych do rejestracji zmian w strefie podmiejskiej

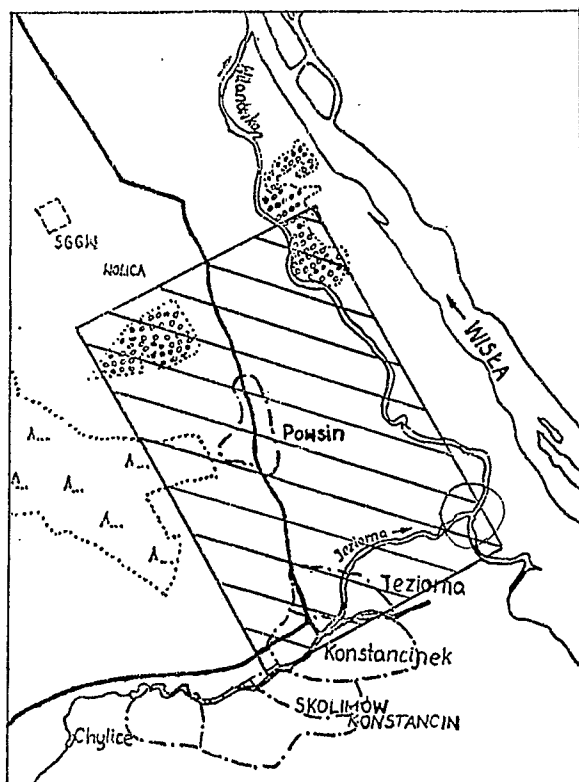
Analizie poddano zmiany gospodarcze i osiedleńcze na obszarze wybranego obie-

ktu (rys.). W zakresie zmian gospodarczych analizowano zmiany w użytkach rolnych, leśnych, w gruntach pod wodami oraz zmiany w terenach komunikacyjnych, natomiast w zakresie zmian osiedleńczych – zmiany w terenach osiedlowych.

Do przeprowadzenia analiz wykorzystano fotointerpretację polową, kameralną oraz fotointerpretację z użyciem kluczy interpretacyjnych (Wysocki 1994).

W 1960 r. na użytki rolne przypadało 2500 ha, co przy całkowitej powierzchni analizowanego obiektu wynoszącej 3240 ha stanowiło 77% tej powierzchni. Na grunty orne przypadało 1850 ha, na trwałe użytki zielone – 650 ha. Użytków leśnych było 50 ha, zaś użytków pod wodami 70 ha. Łączna długość dróg wynosiła 106 km, z czego 15 km przypadało na drogi o nawierzchni twardej oraz 91 km na drogi gruntowe. Długość rowów melioracyjnych wynosiła 30 km. Odnośnie zabudowań wydzielono 450 budynków gospodarczych i 5 szklarni. W 1976 r. użytków rolnych ubyło 125 ha i stanowiły one 71% powierzchni obiektu. Powierzchnia gruntów ornych zwiększyła się o 10,1%, natomiast powierzchnia trwałych użytków zielonych uległa zmniejszeniu o 42,6% w analizowanym okresie 16 lat. Liczba szklarni zwiększyła się o 25, co stanowi przyrost o

* SIP – Systemy Informacji Przestrzennej (GIS – Geographic Information Systems).



RYSUNEK. Wybrany obiekt w strefie podmiejskiej Warszawy

500%. Budynków gospodarczych przybyło tylko 25, natomiast przybyło 96 ha terenów osiedlowych, czyli 42%. Tereny te uległy zwiększeniu kosztem użytków rolnych w ilości 68 ha oraz trwałych użytków zielonych w ilości 28 ha.

Rozwinęło się miasto Konstancin kosztem terenów przyległych. Dobrze rozwinęło się budownictwo domków jednorodzinnych, usytuowanych przy drogach w bliskiej okolicy sieci elektrycznej. Przybyło 5,7 km nowych rowów melioracyjnych, a zlikwidowano 2,1 km starych. Łączna długość dróg nie zmieniła się zasadniczo. W 1976 r. łączna długość dróg wynosiła 110 km, z czego na drogi o nawierzchni twardej przypadało 28 km, a na drogi gruntowe 82 km.

W analizowanym okresie zaszły istotne zmiany świadczące o rozwoju danego tere-

nu. Wskazały one na kierunki rozwojowe na badanym obszarze strefy podmiejskiej.

Podsumowanie

Przeprowadzone analizy pozwoliły na dokładne i szybkie określenie zmian ilościowych i jakościowych w strefie podmiejskiej oraz ocenić dynamikę zachodzących zmian. Istotną zaletą zastosowania zdjęć lotniczych jest możliwość szybkiego uzyskania informacji, których nieraz brak jest na innych materiałach kartograficznych, jak np. możliwość określania powierzchni upraw w tunelach foliowych czy rozwoju budownictwa jednorodzinne, również "dzikiego". Przeprowadzone badania wskazały na przydatność zdjęć lotniczych i możliwość szerokiego ich wykorzystania przez różnych specjalistów.

Wykorzystanie zdjęć lotniczych pozwala na łatwe włączenie uzyskanych informacji do Systemów Informacji Przestrzennej (GIS) przez ich rejestrację za pomocą odpowiednich instrumentów fotointerpretacyjnych i fotogrametrycznych.

Literatura

- GAŹDZICKI J. 1990: *Systemy Informacji Przestrzennej*. PPWK, Warszawa.
WYSOCKI J. 1994: *Geodezja z fotogrametrią*. Wydaw. SGGW, Warszawa.

Summary

Possibilities of application of the aerial photographs for the registration of changes in the suburban area, for SIP purposes. The paper presents the possibilities of application of the aerial photographs for the registration of changes in the suburban area for Spatial Information Systems purposes.

Author's address:

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

H. J. VERKAAR, A. H. PRINS

DLO Institute for Forestry and Nature Research, Department of Vegetation Ecology, P.O. Box 23, NL-6700 AA Wageningen, The Netherlands (tel. 31.8370.77907, fax 31.8370.24988)

J. M. J. FARJON

DOLO Winand Staring Centre, P.O. Box 125, NL-6700 Wageningen, The Netherlands (tel. 31.8370.74200, fax 31.8370.24812)

Ecological possibilities for nature restoration in The Netherlands

Abstract

With the official acceptance of nature restoration as a new tool for nature protection new perspectives have been announced. In The Netherlands, the most valuable ecosystems rely on nutrient-poor habitats and on salt marshes. However, these ecosystems have suffered and still suffer considerably due to atmospheric pollution and hydrological measures among other human interferences. Other large-scale ecosystems are less difficult to restore. However, the latter ecosystems also comprise less natural values. We therefore conclude that nature protection should focus at improving environmental quality, nature restoration in the areas with the best opportunities (northern and eastern part of The Netherlands and the coastal dunes), and the proper maintenance of the actual core areas.

key words: ecological processes, nature restoration, strategies, validation

Nature under siege

With a population density of c. 400 inhabitants per km², The Netherlands is one of the most crowded countries in the world. About two thirds of the area is intensively used for agricultural purposes and another 8% for housing, infrastructure, etc. Only some 4% is currently occupied by terrestrial nature areas, whereas about 8% is covered by forests, the most of which has been originally planted for wood production. Dutch nature is under siege because of air, water

and soil pollution, habitat destruction and fragmentation, detrimental hydrological measures, among others.

In 1990 the Dutch government accepted the Nature Policy Plan which aimed at: 1) the protection of the remaining core areas of Dutch nature, which approach was not very different from earlier policies, and 2) the creation of nature areas on places which were formerly used for other, mainly agricultural, purposes (Anonymus, 1990). The latter approach marked a breaking point with the Dutch tradition in nature conservation. The new policy focuses at a renaturalization and restoration of vital ecological processes in a national Ecological Network. In this Ecological Network, nature elements should be connected to each other by some 50 000 hectares of new areas and another 150 000 hectares of multi-used areas, where agriculture and forestry will be adapted to nature protection. Afterwards, the concept has been worked out in greater detail (Jansen et al., 1993).

Strategies

Ecological processes take place on a great variety of temporal and spatial scales

(Jenny, 1958; Delcourt et al., 1983; Miles, 1987). Local processes on population and community level often change rapidly, whereas hydrological and geomorphological processes on a regional level generally alter slowly (Figure 1). Furthermore, geological and climatological changes often require many centuries and may influence entire continents. There is a hierarchy in these processes. Generally, geological and climatological processes dominate the lower ranked processes and form a kind of a template for these.

During man's history there is a change from an impact on a very local level on animal and plant populations in Paleo- and Mesolithic periods, to an impact on communities in Neolithic periods, to changes in regional hydrology in the Middle Ages, and on a continental and global level due to climatic changes in modern times. Although there are some reports on some occasional human influence on atmospheric quality and climate already in the Neolithic and Roman periods, it seems more inciden-

tal than a general feature as it is in modern times. Thus, man's influence on his environment becomes increasingly comprehensive. In The Netherlands, this human interference in large-scale ecological processes can be only partly compensated for in nature areas on the basis of a rather intensive, and fairly costly management. However, for a durable protection of Dutch nature restoration and/or imitation of vital ecological processes is required.

The possibilities for this restoration are determined by the current ecological, socio-economic and legislative conditions. Here, we confine to the ecological aspects to assess opportunities for nature restoration. Depending on these conditions, four strategies are suitable (Table 1) which have been officially adopted, viz.

- 1) The creation of large-scale nature areas (of at least 500 hectares) in which management is not allowed at all. Spontaneous ecological processes may lead to habitat variation, but it is uncertain which community structure and com-

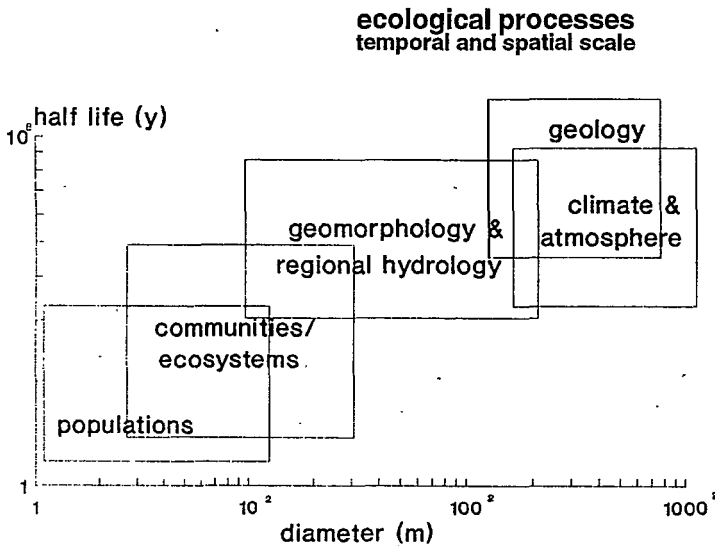


FIGURE 1. Relation between space and time of a number of ecological processes (modified from Olff, 1992)

TABLE 1. The four distinguished strategies of nature protection characterized in the potential positive (+) and negative (-) effects

Strategy type	Predictability	Durability	Genetic variation	Social acceptance	Costs lay-out	Costs maintenance
1	-	+	+	-	-	+
2	±	+	+	±	-	+
3	+	-	±	+	+	-
4	+	-	-	+	+	+

position will establish. For such a densely inhabited country like The Netherlands, this strategy is not very applicable apart from the Wadden Sea, as the availability of space and unpolluted areas are in general limiting factors;

- 2) The creation of large areas in which some human interference is necessary to create or to restore initial conditions for the ecosystems desired. This human interference aims at e.g. the reconstruction of hydrological and soil conditions, and sometimes also at the re-introduction of animals (e.g. large herbivores). Local management regimes are regarded to maintain a certain community. This kind of management is not allowed. Again, only relatively large areas (500 or 1000 hectares or more) are required.
- 3) The maintenance of a desired community by local management regimes concerns mainly already existing nature areas. In general, frequent human interference is needed which can be regarded as an imitation of traditional agriculture, e.g. mowing, sod cutting, coppicing, etc. In modern agriculture, however, these practices have generally been abandoned already for decades. Much of the current natural values in The Netherlands highly depend on this strategy. Because of its intensive and costly management it can only be applicable in rather small areas.
- 4) Finally, if nature protection cannot be the only objective, multifunctional use of areas may be aimed at. Examples of this

strategy are forests used for wood production and/or recreational purposes, that may be important for nature conservation, and haylands and pastures in agricultural use, in which birds breed. The minimum area to adopt this strategy has not been given as it highly depends on the other users.

It is a premise in both first strategies that they will lead to a certain degree of what is called "self-regulation" (as no continuous maintenance regimes are required). One may question whether the minimum sizes of the nature areas required for the adoption of these strategies are realistic. For the original peat bog landscape several thousands of hectares are regarded as a minimum size on the basis of the co-existence of all relevant landscape elements (Pons, 1992). For stream valleys there is a requirement of at least 10 000 hectares derived from the presence of all indicative species (Van der Hoek & Higler, 1993) and in the Yellowstone ecosystem in the United States an area of even 5 million hectares is considered too small to obtain a "self-regulating ecosystem" for grizzly bears (Chase, 1987). In the U.S. there is a lot of experience in the larger nature reserves which have been subjected to relatively small human disturbances (Chase, 1987). It has taken and still takes much effort to compensate for these minor disturbances. Thus, one cannot exclude that in the near future some interference is needed to compensate for undesired phenomena also in areas which have suffe-

red much more from previous human disturbances and are maintained now according to the first two strategies.

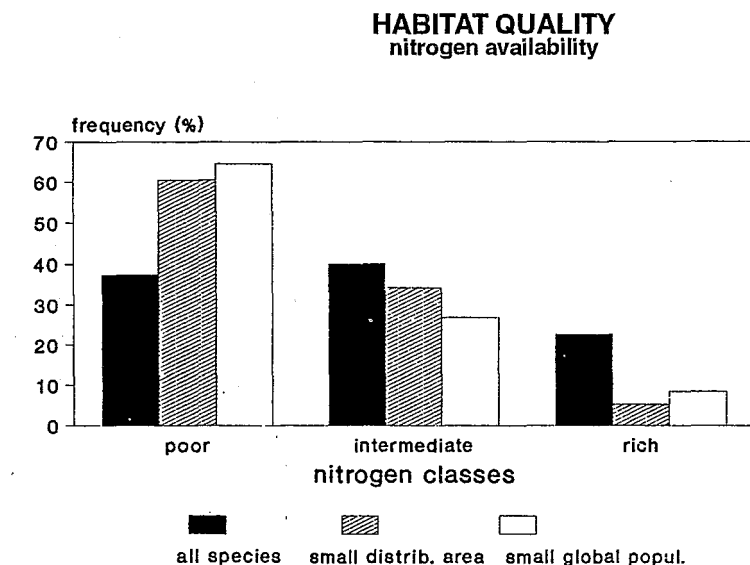
Values of the Dutch nature

The consequences of the Treaty on Global Biodiversity (UNCED, Rio de Janeiro, 1992) have led by the idea of the Dutch policymakers that primarily (a) biotic conditions for the maintenance of global biodiversity should be protected or restored. Furthermore, species occurrence indicates (the quality of) abiotic conditions. Thus, the importance of each territory to global nature protection can be derived from biogeographical and ecological information of its indigenous species.

In The Netherlands this approach has been largely adopted by the determination of species indicative for global biodiversity, which a) have a limited distribution area, and/or b) have a low density (i.e. they are

rare on a national scale and may therefore be regarded as species with a small global population sizes, and/or c) show a distinct decline. These species are considered the "target species" for Dutch nature protection (Jansen et al., 1993).

In particular species of nutrient-poor and salt or brackish habitats occur rather abundantly in the group of species which The Netherlands should pay special attention to (Figure 2) (Verkaar, in prep.). These species are notably found in communities of the Littorelletea, Isoeto-Nanojuncetea, Secalietea, Nardo-Callunetea, Festuco-Brometea, Asteretea tripolii, Oxycocco-Sphagnetea, and Alnetea glutinosae. Significantly less than one would expect on the basis of the distribution of all vascular species, these species occur in communities of nutrient-rich soils of the Chenopodietea, Molinio-Arrhenatheretea, Plantaginetea majoris, Artemisetea vulgaris, and Phragmitetea (Figure 3).



IBN-DLO

FIGURE 2. The frequency distribution of the assessed nitrogen availability in the habitats of all Dutch vascular plant species, species with a limited distribution area, and species with a small global population size. Nitrogen availability is based on Ellenberg's indicator values (1 = Ellenberg's values of 1-3, 2 = 4-6, and 3 = 7-9). Ellenberg's indicator values (R) are ranking from 1 (= very nitrogen-poor) to 9 (= very nutrient-rich)

Frequency distribution over some vegetation communities

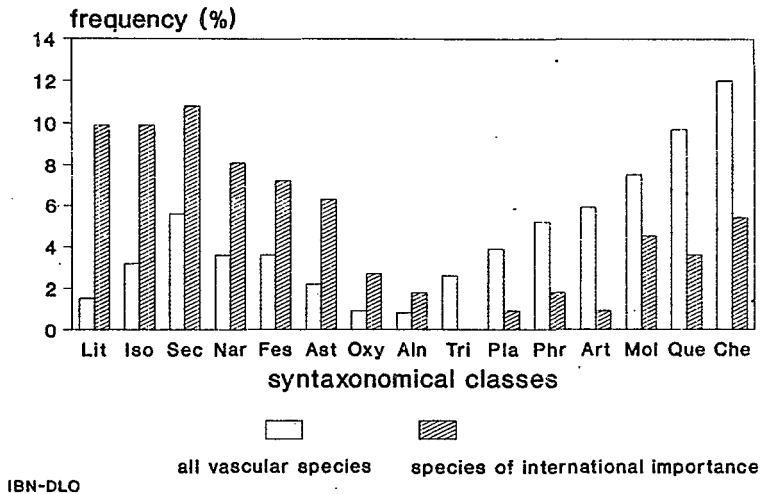


FIGURE 3. The frequency distribution of indicator species of a number of syntaxonomical classes for all Dutch vascular plant species and for species of international importance

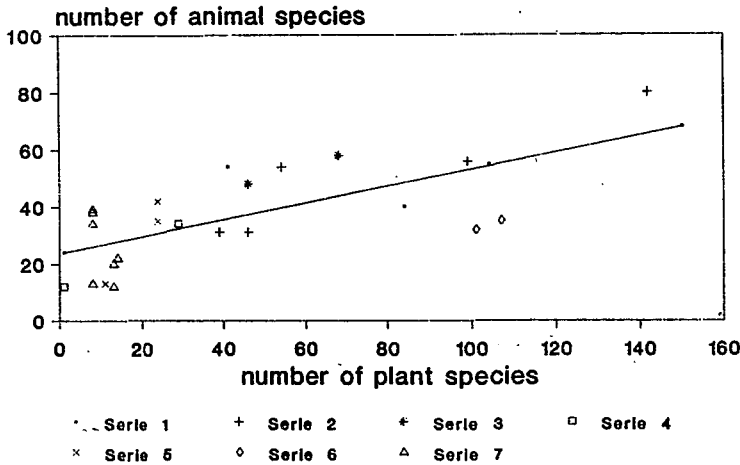
In The Netherlands, a firm majority of the target species are found on the Pleistocene sandy soils in the southern and eastern part of the country, in the coastal sand dunes, and on the loess and chalk soils in the extreme south-east. On nutrient-rich clayey soils in the south-west, the western and northern parts, only a few vascular target species may occur. For animal species this picture does not differ too much. Therefore, there is a clear correlation between the numbers of plant and animal species per region which were considered targets (Figure 4).

Opportunities for nature restoration

On the basis of concepts shown in figure 1, we have tried to identify areas in which abiotic conditions are relatively favourable for nature restoration. Demands derived from three major processes have been assumed to be crucial for the developmental potentials, i.e. the quality of regional geomorphology, the quality of regional hy-

drological processes, and the atmospheric quality. These demands were related to the conditions in each of a total of eight terrestrial regions (Farjon et al., 1994). These regions have been previously distinguished on the basis of physical and geographical properties (Anonymus, 1990). Generally, geomorphological quality was determined by the variation of soil conditions that are found in the region concerned. Hydrological quality was in most of the regions classified by the occurrence of a certain amount of seepage water of good quality. Finally, atmospheric quality was characterized by classifying the deposition of nitrogeneous and acidic compounds. Additionally, in river marshes and fenlands surface water dynamics and the degree of phosphate limitation respectively were considered vital characteristics. In the extreme south-east, the presence of chalk substrates, of sources of upwelling water, and the quality of the upper stream have been characterized.

Floristic vs. faunistic target species



IBN-DLO

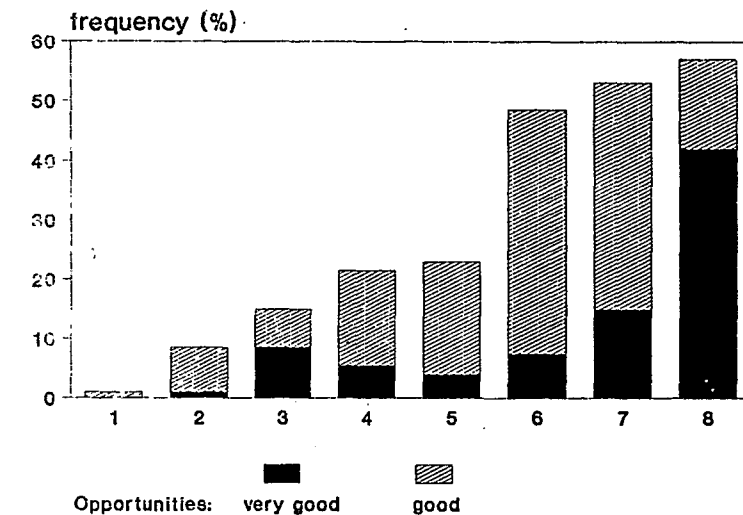
FIGURE 4. The relation between plant and animal target species for large-scale nature restoration according to Jansen et al. (1993). The distinguished regions are: 1 = loess/chalk district; 2 = stream valleys on Pleistocene sands; 3 = valleys of the main rivers; 4 = fenlands; 5 = mires on clay; 6 = coastal dunes; 7 = (formal and actual) tidal areas. The drawn line fits for $y = 23.7 + 0.295 \cdot x$ ($r^2 = 0.491$, $P_{\text{one-sided}} < 0.001$)

The outcome of this study was compared with data on the distribution of some indicative plant species. In the chalk district in the extreme south-east, in river marshes and in the coastal dune area, we did indeed find the largest number of indicative plant species on places that were determined to have the best conditions for nature restoration. However, in other regions there was not a good fit with both approaches. We suppose that this differentiation is due to the limited selection of the used plant species, and imperfections in the data of abiotic conditions for inland dunes and in biogeographical data of recently reclaimed areas on clayey substrate. Moreover, the discrepancy between actual vegetation and ecological potentials may also contribute to this differentiation.

In spite of the mentioned imperfections of the study, we conclude that in general potentials for the restoration of inland and coastal dunes, fenlands, and stream valleys

are rather limited with only a few exceptions, whereas there are ample good perspectives for e.g. mires on clay (Figure 5). However, the latter region does not house many target species. Furthermore, although abiotic conditions for nature restoration are fairly good in the chalk district, socio-economic conditions may be unfavourable. This complicates the current policy somewhat: The regions most valuable for nature protection only have a limited number of areas which are appropriate for restoration. E.g. in the Pleistocene sand region, the southern part has a rather bad atmospheric quality, whereas the Veluwe district in the central part does not show much hydrological variation by the lack of sufficient seepage water. Thus, in the Pleistocene soils of the eastern and northern part of the country the best initial conditions for nature restoration are found. From an ecological point of view, according to the first two strategies comprehensive hydrological units, i.e. enti-

Opportunities for nature restoration



(from Farjon et al., 1994)

FIGURE 5. The frequency distribution of sites with good and very good opportunities for nature restoration per region. The distinguished areas are: 1 = inland dunes; 2 = fenlands; 3 = coastal dunes; 4 = stream valleys on Pleistocene sands; 5 = valleys on rivers, not dammed; 6 = valleys of rivers with dammed up water; 7 = loess/chalk district; 8 = mires on clay (from Farjon et al., 1994)

re watersheds, may be selected here, as part of a large-scale ecological network. In the dune area an entire hydrological unit may be an island in the Wadden Sea. Both options should entail the restoration of very valuable ecosystems in the view of conservation of the global biodiversity. It is, however, unclear whether socio-economical factors will allow such.

Conclusions

No doubt the Nature Policy Plan has considerably stimulated new developments in nature protection in The Netherlands. After decades of habitat destruction and deterioration of the remaining nature reserves, both strict environmental policies and restoration of nature and large ecological networks provide a new and creative atmosphere for conservationists. However, if validation takes place in an international, biogeographical context, the most valuable

ecosystems appear to be much more difficult to restore than the less valuable ones. This complicates the options, viz. either the restoration of some less valuable, but large-scale nature areas to demonstrate the public the success of the new policy or the restoration of the most valuable and vulnerable ecosystems of which the probability for success is less certain. This dilemma underlines the need for a very strict environmental policy and for a very efficient communication with the public. Hereby, there is a real challenge to ecologists to convince policy-makers and the public that all measures are needed to contribute to the maintenance of global biodiversity.

References

- ANONYMUS 1990: *Natuurbeleidsplan, regeringsbeslissing*. Staatsuitgeverij, The Hague.
- CHASE A. 1987: *Playing God in Yellowstone, The destruction of America's first national park*. Harcourt Brace Jovanovich, San Diego.

- DELOURTH H. R., DELCOURT P. A., WEBB T. 1983: *Dynamic plant ecology: The spectrum of vegetation change in space and time*. Quart. Sci. Rev. 1: 153–175.
- FARJON J. M. J., PRINS A. H., BULENS J. D. 1994: *Abiotische kansrijkdom natuurontwikkeling van grote begeleidnatuurlijke eenheden in Nederland een landelijke verkenning*. SC-report 313, IBN-report 060, Winand Staring Centre, Wageningen.
- HOEK W. VAN DER, HIGLER B. 1993: *Natuurontwikkeling in beken en beekdalen, vekennende studie naar de mogelijkheden van natuurontwikkeling in beek- en beekdalsystemen in Nederland; een verkennende studie*. NBP-onderzoekrapport 3, DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.
- JANSEN S. R. J., BAL D., BEIJER H. M., DURING R., HOOGEVEEN Y. R., UYTERTLINDE R. W. 1993: *Ontwerp-nota Ecosystemvisies EHS, kwaliteiten en prioriteiten in de ecologische hoofdstructuur van Nederland*. IKC/NBLF, Wageningen.
- JENNY H. 1958: *Role of the plant factor in the pedogenic function*. Ecology 39: 5–16.
- MILES J. 1987: *Vegetation succession: past and present preceptions*, in: A. J. Gray, M. J. Crawley & P. J. Edwards (eds.) *Colonization, succession and stability*. Blackwell Publ., Oxford, pp. 1–29.
- OLFF H. 1992: *Deelprogramma natuurontwikkeling, een verkenning van modellen*. Nature Policy Plan-Research report no. 1. IBN-DLO, Wageningen.
- PONS L. J. 1992: *Holocene peat formation in the lower part of The Netherlands*, in: J. T. A. Verhoeven (ed.) *Fens and bogs in The Netherlands*. Kluwer, Dordrecht. pp. 7–79.
- VERKAAR H. J. P. A. (in prep.) *Wetlands – de natte as van de Ecologische Hoofdstructuur*.

Streszczenie

Ekologiczne możliwości odtworzenia zasobów przyrody w Holandii: Ochrona przyrody w Holandii objęta jest obecnie kompleksową polityką państwa. Po okresach dewastacji środowiska naturalnego wprowadzenie konsekwentnej polityki ekorozwoju przyczyniło się do odbudowy zasobów przyrody oraz odtworzenia sieci powiązań ekologicznych na dużych obszarach. Obecnie ochrona przyrody w Holandii jest ukierunkowana na poprawę jakości środowiska, odbudowę zasobów i utrzymywanie obecnie chronionych obszarów. Działania te koncentrują się głównie w północnej i wschodniej części kraju oraz na wydmach położonych wzdłuż wybrzeży.

Wybrane zagadnienia zrównoważonego rozwoju środowiska

Wstęp

Rozwój społeczno-gospodarczy jest uzależniony od produkcyjnej i społecznej infrastruktury obszaru, która przy ograniczonych środkach finansowych jest rekompensowana kosztem środowiska. Należy podkreślić, że ponad połowa naszego stulecia minęła pod znakiem koncepcji maksymalizacji produkcji i towarzyszących jej ekonomik branżowych. Jednak stosunkowo szybko okazało się, że bezwzględne dążenie do zwiększania produkcji prowadzi do niebezpiecznej degradacji środowiska. W efekcie zniszczenie środowiska zaczęło stawać się czynnikiem ograniczającym dalszy rozwój społeczno-ekonomiczny.

W latach siedemdziesiątych, a formalnie w roku 1972, na konferencji sztokholmskiej pojawiła się nowa koncepcja rozwoju społeczno-gospodarczego. Koncepcją tą jest idea zrównoważonego rozwoju przestrzeni z przynależną jej ekonomiką zasobów.

Na konferencji Ziemi w Rio de Janeiro (1992 r.) za zrównoważony rozwój uznano takie zmiany technologiczne i instytucjonalne, które gwarantują osiągnięcie i przedłużenie możliwości zaspokajania potrzeb ludzkich obecnie i w przyszłości. W odniesieniu do rolnictwa, leśnictwa i rybactwa zrównoważony rozwój realizuje się z uwzględnieniem ochrony ziemi, wody oraz roślinnych i zwierzęcych zasobów genetycznych (Kozłowski 1993).

Idea zrównoważonego rozwoju polega na tworzeniu systemów przyrodniczo-techniczno-ekonomicznych, które będą:

- nieniszczące,
- technicznie właściwe,
- ekonomicznie "zdolne do życia",
- społecznie akceptowane.

Przez **rozwój nieniszczący** rozumie się przede wszystkim racjonalne wykorzystanie przestrzeni, surowców i energii oraz ochronę gatunków i krajobrazu. **Rozwój technicznie właściwy** polega na zastosowaniu technik i technologii zapewniających różnorodne potrzeby społeczne przy jednoczesnym zachowaniu wysokiej efektywności technicznej. **System ekonomicznie "zdolny do życia"** charakteryzuje się wysoką efektywnością ekonomiczną oraz walorami użytkowymi swoich produktów. **Systemy społecznie akceptowane** są realizowane przez minimalizację sytuacji konfliktowych.

Kryteria zrównoważonego rozwoju obszarów użytkowanych rolniczo

Współczesne rolnictwo niesie za sobą liczne strumienie zagrożeń, które w poważnym stopniu decydują o jakości środowiska. Do najważniejszych z nich można zaliczyć:

- zanieczyszczanie wód powierzchniowych i gruntowych różnego rodzaju związkami chemicznymi (nawozy, herbicydy, pestycydy),

- nadmierne wyczerpywanie zasobów i ich nieodnawianie,
- zmniejszanie naturalnej produktywności gleby przez erozję, zagęszczenie, utratę substancji organicznej,
- ryzyko dla zdrowia ludzi i zwierząt w wyniku stosowania związków chemicznych,
- utratę genetycznej różnorodności uprawianych i naturalnie egzystujących roślin (monokultury) i zwierząt hodowlanych oraz destrukcję równowagi gatunków,
- odchodzenie od płodozmianów,
- traktowanie rolnictwa jako fabryki, a nie jako kierowanego ekosystemu.

Przedstawione zagrożenia wskazują, że współczesne rolnictwo stanowi najczęściej układy przyrodniczo-techniczno-ekonomiczne o charakterze niezrównoważonym, a zatem prowadzące do degradacji środowiska. W odniesieniu do rolnictwa wyróżnia się często cztery podstawowe poziomy równowagi systemowej: fizyczną, socjalną, polityczną i ekonomiczną.

- **Systemy**, które nie utrzymują i nie chronią swoich zasobów, degradują swoją produktywność i są określane jako **niezrównoważone fizycznie**. W skrajnym przypadku systemy takie tracą zdolność do produkcji.
- **Systemy**, które nie uwzględniają ochrony środowiska, produkują zazwyczaj więcej, lecz produkt ich jest gorszej jakości i traci swoje walory użytkowe. Takie systemy określane są jako **socjalnie niezrównoważone**.
- **Systemy**, które nie dostarczają zdrowej żywności przy jednocześnie rozsądnej ocenie, nie są **zrównoważone politycznie**.
- **Systemy**, które nie są komercyjnie konkurencyjne, określa się jako **niezrównoważone ekonomicznie**.

Skonstruowanie zrównoważonego układu przyrodniczo-techniczno-ekonomicznego wymaga zatem głębokiej świadomości,

że powiązania zjawisk przyrodniczych i gospodarczych mają charakter dynamiczny oraz, że występujące między nimi związki przyczynowo-skutkowe stanowią najczęściej sprzężenia zwrotne. Szczególnie ważną zasadę przy oddziaływaniu na środowisko jest również kryterium przezorności przejawiające się m.in. zapewnieniem odwracalności podejmowanych działań. Ekorozwój w odniesieniu do rolnictwa nie neguje oczywiście rozwiązań dążących do poprawy produktywności, lecz sprowadza je do płaszczyzny równoprawnej i integralnej z polityką ekologiczną.

Zrównoważone systemy w rolnictwie

W produkcji rolniczej ingerencja człowieka w środowisko przyrodnicze koncentruje się głównie na regulacji bilansu wodnego, bilansu cieplnego oraz bilansu składników pokarmowych. Wzajemne relacje pomiędzy poszczególnymi równaniami bilansowymi są powszechnie znane zarówno w znaczeniu przyczynowym, jak i skutkowym. Należy mieć zatem świadomość, że kształtowanie powyższych bilansów na rzecz produkcji rolniczej nie zawsze jest zbieżne ze względami ekologicznymi i społecznymi. W związku z powyższym podstawowym kryterium oceny planowanych działań jest nieprzekraczanie granicznych wielkości degradujących środowisko. Nieprzekraczanie tych wielkości oznacza utrzymanie zdolności regeneracyjnych w agroekosystemach, utrzymanie ich walorów krajobrazowych oraz zachowanie zasobów informacji genetycznej (Somorowski 1993).

Stabilności procesów ekologicznych sprzyja taka regulacja poszczególnych elementów omawianych bilansów, która zapewni:

- domykanie obiegów kołowych substancji,
- kaskadowe wykorzystanie energii i materii,
- zachowanie różnorodności biologicznej,

- decentralizację zorganizowanych systemów przez sieć powiązań.

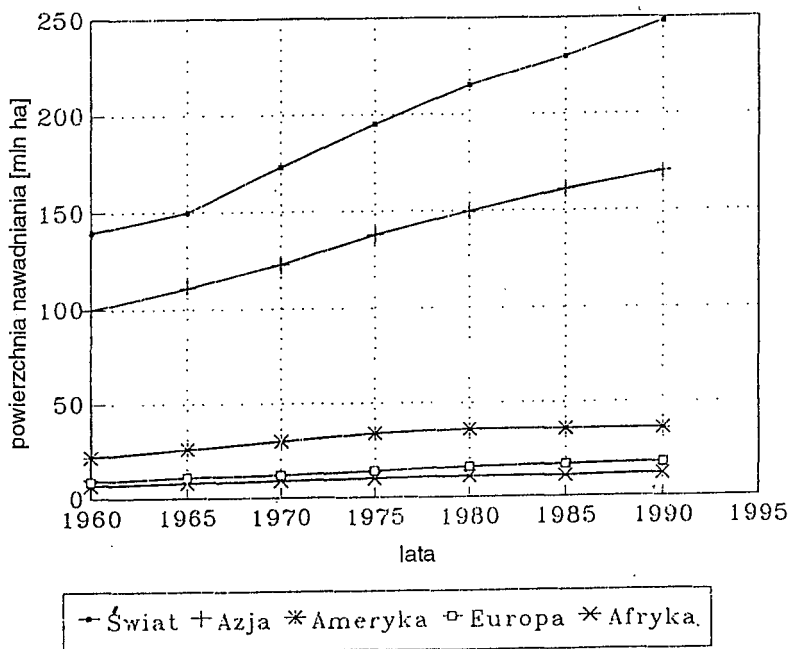
W sensie fizycznym przedstawione zasady wskazują m.in. na potrzebę ograniczenia wzrostu entropii rozpatrywanego układu.

Produkcja rolnicza w coraz większym zakresie wprowadza techniki i technologie precyzyjnie dostosowane do wymagań roślin, które jednocześnie pozwalają na tworzenie zrównoważonych układów techniczno-ekonomicznych, harmonijnie wkomponowanych w krajobraz. W odniesieniu do działań melioracyjnych stanowią je m.in. systemy w recykulacji wody i składników pokarmowych oraz systemy, w których zasobooszczędność uzyskuje się przez precyzyjne regulowanie bilansu wodnego i pokarmowego opierając się na aktualnych potrzebach roślin. W pierwszym przypadku następuje domknięcie obiegu związków mineralnych i organicznych przez zawróce-

nie ich do obiegu biologicznego. W ten sposób uzyskuje się zmniejszenie strat wody oraz zwiększa się wykorzystanie substancji pokarmowych przy jednoczesnym ograniczeniu skażenia wód powierzchniowych i gruntowych. W drugim przypadku gospodarowanie wodą i składnikami pokarmowymi polega na wykorzystaniu tzw. stanów ustalonych i ogranicza się do strefy korzeniowej roślin.

Rola nawodnień w zrównoważonym rozwoju agroekosystemów

W skali globalnej nawodnienia stanowią szczególnie istotny zabieg w uprawie roślin i w znacznej mierze decydują o jakości agroekosystemów. Całkowitą powierzchnię nawadnianą na świecie szacuje się na 248 mln ha (rys. 1), co stanowi ok. 15% obszaru uprawianego. Warto podkreślić, że 35% całej produkcji rolniczej pochodzi

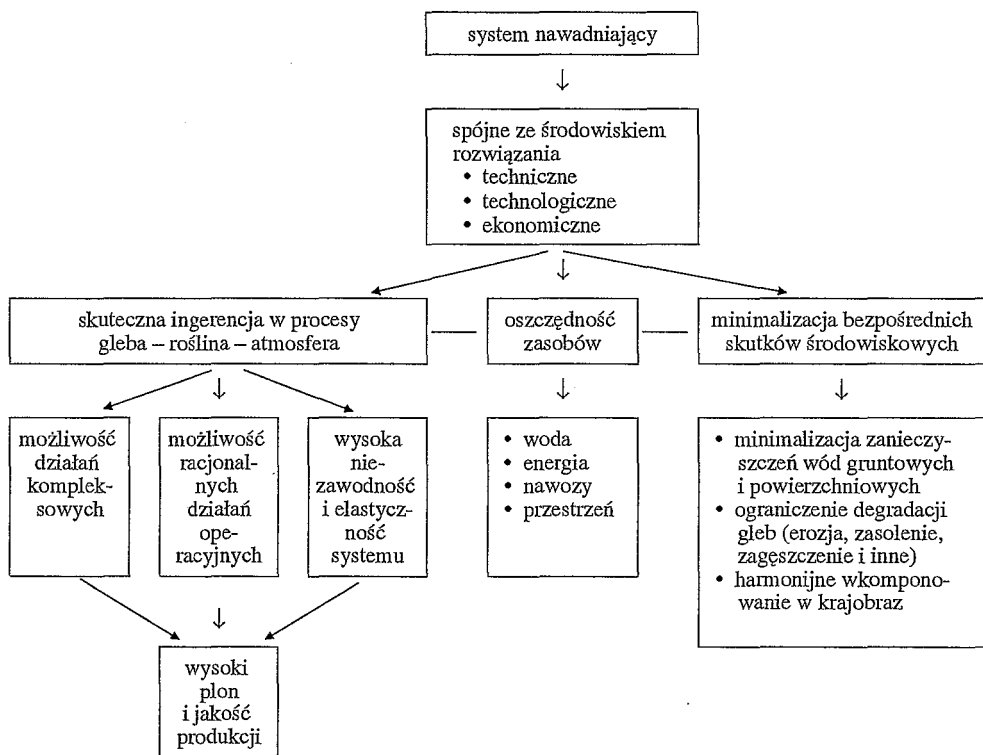


RYSUNEK 1. Przyrost powierzchni nawadnianej na świecie w mln ha (1993)

z nawadnianych gruntów ornych (Pallas 1993). Coraz silniej uświadamiana potrzeba ochrony środowiska stawia systemom nawadniającym określone wymagania. Kryteria jakim powinien odpowiadać system nawodnień uwzględniający zrównoważony rozwój przestrzeni rolniczej sprecyzował w znacznej mierze 15th Congres on Irrigation and Drainage (Haga 1993). Ważniejsze z nich przedstawiono w układzie hierarchicznym na rysunku 2 (Hewelke 1994).

Charakterystyczne dla przedstawionego schematu jest usytuowanie w jednej płaszczyźnie problemu skuteczności technicznej systemu i zagadnień związanych z ochroną środowiska. Do grupy technik nawadniających mogących w najwyższym stopniu spełnić warunki stawiane syste-

mom zrównoważonym należy zaliczyć mikronawodnienia, których idea polega na podawaniu wody lub roztworów nawozowych do systemu korzeniowego punktowo lub na niewielką powierzchnię w dawkach zbliżonych do dobowych potrzeb roślin. Możliwość doprowadzania wody i składników pokarmowych bezpośrednio do rośliny w dowolnym czasie pozwala na bieżącą regulację podstawowych procesów energetycznych układu gleba-roślina-atmosfera i stwarza warunki do informatycznego sprzężenia między środowiskiem a systemem nawadniającym. Mikronawodnienia stwarzają zatem warunki do stosowania strategii nawodnień najwłaściwszej dla środowiska. Mikronawodnienia pozwalają na prowadzenie gospodarki wodą i składnika-



RYSUNEK 2. Ważniejsze kryteria rozwoju systemów nawadniających

mi pokarmowymi w warunkach przepływów ustalonych, tj. zachowania równowagi pomiędzy dystrybucją z systemu i konsumpcją przez rośliny. Należy podkreślić, że zrównoważony układ dystrybucji i konsumpcji ograniczony do warstwy gleby wyznaczonej przez strefę korzeniową pozwala w najwyższym stopniu ograniczyć zużycie zasobów (woda, nawozy, energia) oraz zminimalizować odpady przy uzyskiwaniu jednocześnie wysokich plonów o dobrej jakości.

Systemy tego typu należy uznać zatem za szczególnie przyjazne dla środowiska. Aczkolwiek przedstawiony na rysunku 2 schemat wydaje się stosunkowo prosty, to jego realizację warunkuje posiadanie odpowiedniego kapitału inwestycyjnego, rozwiniętej bazy technologicznej oraz odpowiedniej bazy informacyjnej i organizacyjnej.

Tak więc niedostateczna infrastruktura, silnie limitowane środki finansowe oraz brak powszechnej świadomości ekologicznej stanowią najpoważniejsze bariery do realizacji koncepcji zrównoważonego rozwoju. Zatem stopniowe pokonywanie wymienionych ograniczeń stanowi warunek konieczny dla ochrony środowiska i związanego z nim płynnego rozwoju społeczno-gospodarczego.

Podsumowanie

W niniejszej pracy przedstawiono niektóre definicje, kryteria i ujednolicania międzynarodowe związane ze zrównoważonym rozwojem przestrzeni. Szczególną uwagę zwrócono na kryteria zrównoważonego rozwoju w stosunku do obszarów użytkowanych rolniczo. Dla uzyskania równowagi w systemach przyrodniczo-techniczno-ekonomicznych niezbędne jest zachowanie komplementarności bilansu

wodnego, cieplnego i substancji chemicznych. Możliwości kształtowania zrównoważonych układów przyrodniczo-techniczno-ekonomicznych w rolnictwie przeanalizowano na przykładzie systemów nawadniających. Najlepsze rezultaty w racjonalnym gospodarowaniu zasobami przy jednoczesnym zminimalizowaniu negatywnego wpływu na środowisko osiąga się stosując systemy mikronawodnień.

Literatura

- PALLAS P. 1993: *Water and sustainable agricultural development: The role of planning and design of irrigation and drainage systems*. 15th Congress on Irrigation and Drainage "Water Management in the Next Century", vol. 1–J, Haga; 53–71.
- HEWELKE P. 1994: *Rola mikronawodnień w zrównoważonym rozwoju obszarów intensywnie użytkowanych rolniczo*. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, nr 246.
- SOMOROWSKI C. (red.) 1993: *Melioracje jako dyscyplina naukowa i działalność praktyczna*. W: Współczesne problemy melioracji, Wydaw. SGGW.
- KOZŁOWSKI 1993: *Szczyt Ziemi*. Biblioteka Ery Ekologicznej.

Summary

Some aspects of sustainable environment development. The paper presents some definition, criteria and international regulations concerned with sustainable environmental development. Special attention was paid to criteria of sustainable development of the rural areas. For sustainability of natural – technical – economical systems it is necessary to create complementary of water, heat and chemical substances balance. The possibilities to create such sustainable systems were analyzed using microirrigation system as an example.

Author's address:

P. Hewelke, T. Brandyk
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warsaw
ul. Nowoursynowska 166
Poland

Kilka uwag o określaniu szorstkości koryt rzecznych

Wprowadzenie

Trafność oceny oporów przepływu lub charakterystyki szorstkości w korytach rzecznych jest jednym z czynników istotnie wpływających na dokładność obliczeń hydraulicznych. Ocena szorstkości może być potrzebna dla:

- istniejących koryt rzek i kanałów tam gdzie możliwe jest przeprowadzenie pomiarów geodezyjnych i charakterystyk geometrycznych i hydraulicznych dla jednego lub kilku stanów wody lub natężeń przepływu,
- nowo projektowanych koryt, w których znane są jedynie niektóre charakterystyki (np. ich przewidywana geometria czy rodzaj gruntu, w którym koryto jest uformowane).

W obu przypadkach cel wyznaczenia charakterystyk szorstkości jest właściwie jeden i ten sam, tj. umożliwienie przeprowadzenia obliczeń hydraulicznych (średnia prędkość, układu zwierciadła wody) w określonych warunkach przepływu, z tym, że:

- w pierwszym przypadku chodzi o przepływy inne niż te, dla których wykonano pomiary oraz wyznaczono charakterystyki szorstkości przez rozwiązanie tzw. zadania odwrotnego,
- w drugim przypadku, nie ma możliwości oparcia się na wynikach pomiarów i współczynniki szorstkości lub oporu wyznaczyć można jedynie z różnych wzorów, tabel, zaleceń itp.

W obu przypadkach jest to prognozowanie współczynników szorstkości (lub innych charakteryzujących opory przepływu) z tym jednak, że w pierwszym prognoza ta jako oparta na obserwacjach i pomiarach jest uważana na ogół za bardziej wiarygodną.

Ocena oporów przepływu na podstawie wyników pomiarów hydrometrycznych i geodezyjnych

Współczynniki szorstkości, prędkości lub oporów mogą być rozpatrywane jako charakterystyki lokalne odnoszące się do wybranego przekroju lub krótkiego odcinka rzeki oraz odcinkowe, które charakteryzują warunki przepływu na dłuższym odcinku rzeki. Najprostszym sposobem obliczenia tych współczynników jest wyznaczenie ich jako tzw. zadania odwrotnego ze wzorów na prędkość, np

wzoru Manninga

$$V = \frac{1}{n} R^{2/3} J^{1/2} \quad (1)$$

stąd współczynnik szorstkości

$$n = \frac{R^{2/3} J^{1/2}}{V} \quad (2)$$

lub wzoru Darcy-Weisbacha

$$V = \frac{1}{\sqrt{\lambda}} \sqrt{8 g \cdot R \cdot I} \quad (3)$$

stąd współczynnik oporu

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = \frac{\sqrt{8 g \cdot R \cdot I}}{V} \quad (4)$$

Aby wyznaczyć odpowiedni współczynnik, należy dysponować wynikami pomiarów przekrojów poprzecznych, spadku zwierciadła wody oraz natężenia (lub średniej prędkości) przepływu.

Charakterystyka szorstkości obliczona dla pojedynczego przekroju odzwierciedla lokalne warunki przepływu w przekroju, w którym wykonano pomiary geodezyjne. Dla dłuższego odcinka będzie ona miarodajna wtedy, gdy analiza dotyczy przekrojów położonych na odcinkach, gdzie parametry strumienia odpowiadają warunkom ruchu równomiernego. Współczynniki charakteryzujące szorstkość koryta określone tym sposobem mogą być obarczone znacznymi błędami, które są powodowane:

- błędami niwelacji spadku zwierciadła wody,
- niedokładnością pomiarów przekroju poprzecznego,
- niedokładnością oceny natężenia przepływu lub prędkości średniej.

Błędy oceny charakterystyk szorstkości na podstawie wyników pomiarów geodezyjnych i hydrometrycznych można ograniczyć stosując następujące wskazówki:

1. Spadek lokalny (dla określonego przekroju) powinien być mierzony na odcinkach równych 3–5 szerokości koryta w górę i w dół od przekroju. Jeżeli w korycie występują warunki ruchu równomiernego, odcinki te mogą być dłuższe.

2. Niwelacja zwierciadła wody powinna być wykonywana również w punktach pośrednich pomiędzy skrajnymi: górnym i dolnym, co pozwala wykreślić profil podłużny zwierciadła wody i ustalić wyrównany spadek lokalny.

3. Łata niwelacyjna powinna być ustawiona w miejscach, gdzie falowanie zwierciadła wody jest stłumione, lub powinna być osłonięta specjalną obudową tłumiącą falowanie.

4. Przy pomiarach powtarzalnych w tym samym przekroju niwelacja powinna obejmować ten sam odcinek rzeki i te same punkty pośrednie.

5. Należy dążyć do dużej liczby pomiarów spadku w tym samym przekroju, gdyż zgodnie z zasadą o normalności rozkładu błędów, wraz ze wzrostem liczebności pomiarów maleje obciążenie błędami wartości środkowych i średnich.

Za najwłaściwszą metodę oceny szorstkości dla odcinka rzeki (czyli tzw. liniowych charakterystyk szorstkości) uważa się obliczenia z wykorzystaniem wzoru różnicowego:

$$\Delta Z = \frac{\alpha}{2g} (V_1^2 - V_2^2) + \left(\frac{Q}{A_s} - \frac{n_s}{R_s^{2/3}} \right) \Delta L \quad (5)$$

gdzie:

α – współczynnik Coriolisa,

ΔZ – różnice rzędnych zwierciadła wody na odcinku ΔL ,

V_1, V_2 – średnie prędkości przepływu w przekrojach obliczeniowych,

n_s – średni współczynnik szorstkości,

R_s – średni promień hydrauliczny

A_s – średnia powierzchnia przekroju.

W obliczeniach prowadzonych dla całego odcinka lub jego wybranych fragmentów zakłada się różne współczynniki szorstkości i za poprawne uznaje się te, przy których obliczony układ zwierciadła wody zbliży się do istniejącego. Kryterium prawdziwości obliczeń może stanowić minimum sumy odchyleń rzędnych obliczonych od zaniwelowanych (we wszystkich bądź tylko w wybranych przekrojach).

Ocena szorstkości projektowanych koryt rzecznych

Oceny szorstkości projektowanych lub przeobrażonych w inny sposób koryt często dokonuje się na podstawie różnego rodzaju wskazówek, zaleceń, zdjęć lub tabel. Metoda ta w wielu przypadkach może dać popra-

wne wyniki. Niezbędne do tego jest jednak duże doświadczenie projektanta oraz odpowiednie dane porównawcze z innych rzek.

Bardzo ważne jest także przeanalizowanie warunków morfologicznych, które będą występowały w rozpatrywanym korycie rzeki oraz ich wpływu na kształtowanie oporów przepływu. Opory przepływu w korytach rzecznych kształtowane są przez liczne i różnorodne czynniki, z których zwykle jako najważniejsze wymienia się: tarcie wewnętrzne, tarcie zewnętrzne, zmienność kształtów i wymiarów przekrojów poprzecznych, odpajanie i transport rumowiska rzeczno, lokalne przeszkody utrudniające przepływ wody, roślinność zarastająca koryto, nieregularność i krzywizny układu poziomego. Całkowite opory koryta są sumą oporów cząstkowych, wynikających z oddziaływania wymienionych i innych czynników. Udział poszczególnych składników w oporach całkowitych jest różny w różnych rzekach i na różnych odcinkach danej rzeki i zależy od charakterystycznych znamion poszczególnych rzek lub odcinków.

Zróznicowanie warunków przepływu sprawia, że opory przepływu w korytach rzek zmieniają się w szerokim przedziale. Przeprowadzone obliczenia współczynników szorstkości w korycie Bzury (odcinek od ujścia Skierniewki do ujścia Słudwi) wykazały, że na odcinku, gdzie trasa składała się z regularnych i łagodnych krzywizn, współczynnik szorstkości $n \approx 0,025-0,028$. Natomiast na odcinku, gdzie trasa składała się z łuków o większej krzywiznie, a przekroje koryta były nieregularne, współczynnik $n = 0,035-0,038$. W korycie Liwy (rejon Kwidzyna) na odcinku uregulowanym (prosty odcinek trasy, regularny trapezowy kształt koryta) współczynnik $n \approx 0,0245$. Na nieuregulowanym odcinku Liwy o znacznie zróżnicowanym układzie poziomym (nieregularne krzywizny o promieniach mniejszych od 5-krotnej szerokości koryta) i przy lokalnie występującej erozji brzegowej, współczynnik $n \approx 0,035-0,038$. Duże zróżnicowanie współczynni-

ków szorstkości stwierdzono również w korycie Gołdapy (odcinek 12 km w górę od Kanału Brożajckiego). W korycie o naturalnym rozwinięciu układu poziomego na odcinkach, gdzie brzegi pozbawione były porostu drzew i krzewów, a lokalnie występowała erozja brzegowa współczynnik $n = 0,030-0,040$, natomiast dla górnej części tego odcinka, gdzie brzegi były gęsto porośnięte drzewami, o bardzo dobrze rozwiniętym i wchodzącym do koryta systemie korzeniowym, współczynnik szorstkości kształtował się w przedziale $n = 0,045-0,060$.

Przedstawione wyżej przykłady wskazują, że wpływ indywidualnych cech koryt rzecznych na ich szorstkość jest tak duży, iż przy ocenie jej charakterystyk niezbędne jest uwzględnienie zróżnicowania morfologicznego koryt. Wykorzystać w tym celu można procedury, które uwzględniają wpływ różnych czynników i właściwości koryta, mających w rozpatrywanym przypadku wpływ na kształtowanie się oporów przepływu (Cowan 1956; Garbrecht 1961; Morin i Favant 1975).

Najbardziej kompleksowo ujęta jest ocena szorstkości koryta w metodzie Cowana, gdzie współczynnik szorstkości charakteryzujący całkowite opory w korycie rzeki wyrażony został w następującej postaci:

$$n = (n_0 + n_1 + n_2 + n_3 + n_4)n_w \quad (6)$$

gdzie:

- n_0 – podstawowa wartość współczynnika szorstkości dla regularnego prostego koryta,
- n_1 – współczynnik ujmujący wpływ nierówności powierzchni przekroju,
- n_2 – współczynnik ujmujący zmiany kształtu i wielkości przekrojów poprzecznych,
- n_3 – współczynnik uwzględniający oddziaływanie lokalnych przeszkód w korycie,
- n_4 – współczynnik uwzględniający wpływ zarastania,

n_w – współczynnik uwzględniający wpływ układu poziomego (krzywizny trasy).

Wartości poszczególnych współczynników cząstkowych do wzoru (6) podano w tabeli 1. Zmieniają się one w stosunkowo szerokich przedziałach w zależności od stanu koryta, jego regularności czy rodzaju materiału dennego. Inaczej będą się więc kształtować w korytach rzek naturalnych, uregulowanych oraz kanałów.

Współczynnik n_0 charakteryzuje szorstkość koryta o gładkich brzegach i dnie oraz przy prostoliniowym układzie w planie. Dla koryt rzek w gruntach rozmywalnych jest to stan hipotetyczny, gdyż praktycznie w każdym przypadku powierzchnie dna i brzegów są w pewnym stopniu nieregularne (np. formy denne na dnie piaszczystym). Szorstkość powierzchni, która jest jednym z głównych czynników wpływają-

cych na całkowitą szorstkość koryta, zależy od wysokości występow znajdujących się na powierzchni obwodu zwilżonego. Przy analizie tego czynnika należy rozróżnić:

- koryta ze stałą (niedeformowalną) powierzchnią obwodu zwilżonego,
- koryta, których powierzchnia obwodu zwilżonego ulega przeobrażaniu (tzw. koryta z ruchomym dnem).

W pierwszym przypadku czynnikiem kształtującym opory są wymiary i kształt ziarn materiału dna i brzegów. W drugim występują czynniki dodatkowe, którymi są przestrzenne formy denne, powstające przy ruchu rumowiska wleczonego, oraz inne nierówności i deformacje dna, powstające prawie zawsze przy przepływie wody nad mobilnym dnem. Cowan dla koryt uformowanych w piaskach zaleca przyjmować $n_0 = 0,020$ (tab. 1).

TABELA 1. Współczynnik szorstkości wg Cowana (1956)

Opis koryta		Wartości współczynników cząstkowych	
Rodzaj materiału	piasek	n_0	0,020
	drobny żwir		0,024
	gruby żwir		0,028
	obrabiane skały		0,025
Stopień nieregularności powierzchni	koryto regularne	n_1	0,000
	mała nieregularność		0,005
	średnia nieregularność		0,010
	duża nieregularność		0,020
Zmiany przekroju poprzecznego	przekrój stały	n_2	0,000
	zmiany sporadyczne		0,005
	zmiany częste		0,010–0,015
Wpływ przeszkód lokalnych	brak przeszkód	n_3	0,000
	przeszkody nieliczne		0,010–0,015
	przeszkody znaczne		0,020–0,030
	liczne przeszkody		0,040–0,060
Wpływ zarastania	brak zarastania	n_4	0,000
	porost:		
	niski		0,005–0,010
	średni		0,010–0,025
	wysoki		0,025–0,050
	b. wysoki		0,050–0,100
Stopień zakrzywienia trasy	mały	n_w	1,000
	średni		1,150
	duży		1,300

Wartości współczynnika n_1 charakteryzującego nierówności przekroju poprzecznego, kształtują się, według Cowana, w przedziale 0,00–0,020. Na wielkość współczynnika n_1 mają wpływ zarówno nierówności spowodowane formami dennymi, jak również inne deformacje przekroju spowodowane występowaniem erozji lub akumulacji.

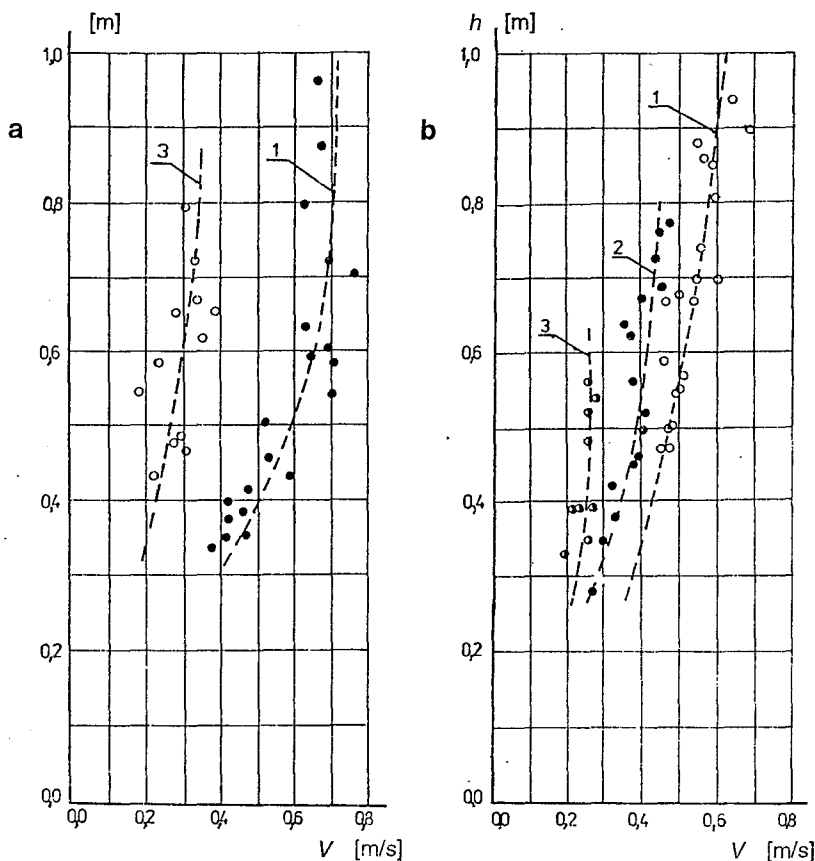
Współczynnik n_2 , uwzględniający wpływ zmian kształtu i wymiarów przekrojów poprzecznych, oraz n_3 , uwzględniający wpływ lokalnych przeszkód są charakterystykami mocno zindywidualizowanymi dla poszczególnych rzek. Podobnie jest ze współczynnikiem n_4 , uwzględniającym wpływ roślinności. O wartości tych współczynników decydują indywidualne cechy rzek, takie jak: zróżnicowanie przekrojów i linii brzegowej koryta, rodzaj i stan roślinności w korycie i na brzegu, wykonywane zabiegi konserwacyjne i eksploatacja rzeki. Szczególnie duży wpływ na współczynniki szorstkości mogą wywierać przeszkody lokalne i roślinność. Według Cowana

lokalne przeszkody mogą spowodować nawet 2–3-krotny wzrost współczynnika szorstkości (tab. 1). Na duży wpływ nieregularności koryta i przeszkód lokalnych wskazuje również Garbrecht (1961). Stopień zmniejszenia współczynnika Stricklera $k_{st} = 1/n$ spowodowany nieregularnościami koryta według Garbrechta przedstawiono w tabeli 2.

Wpływ zarastania na opory przepływu w korycie rzeczonym może być bardzo duży. Wpływ ten zmienia się w czasie, w zależności od rodzaju i fazy rozwoju roślinności oraz napełnień koryta. Cowan podaje, że cząstkowy współczynnik n_4 może przyjmować wartości $n_4 = 0,00–0,10$. O dużym oddziaływaniu roślinności na opory przepływu świadczą pomiary wykonane w korytach rzek Liwa i Gołdapa. Przedstawione na rysunku związki prędkości i napełnienia koryta dla przekroju czystego i z zarastaniem wskazują, że pojawienie się zarastania powoduje zmniejszenie średniej prędkości przepływu (przy tych samych głębokościach) nawet o 50% (okres VII–VIII).

TABELA 2. Zmniejszenie współczynnika prędkości wskutek nieregularności koryta (Garbrecht 1961)

Współczynnik zmniejszający	Stan koryta
1,0	koryta o regularności odpowiadającej rurociągowi
0,96	koryta doświadczalne, koryta betonowe
0,92	koryta kanałów czysto wykutych w skałach, koryta kanałów i uregulowanych rzek w doskonałych stanach w piaskach lub żwirach
0,88	dno i brzegi w regularnym stanie, wyrównane koparką (likwidacja większych nierówności)
0,80	koryta zazwyczaj wykonywane przez koparkę; kształty regularne, bez wygładzania powierzchni
0,76	kamieniste nieregularne brzegi
0,72–0,68	koryta o nieregularnych przekrojach, wykonane koparką
0,64	kanaly w złym stanie
0,60	kanaly z odkładami i częściowo zsuniętymi brzegami
0,56	przekrój teoretyczny tylko w przybliżeniu, duże nieregularności



RYСУNEK Zależność prędkości od głębokości średniej: a – w korycie Liwy, b – w korycie Gołdapy; 1 – bez zarastania, 2 – koryto z roślinnością (VI i IX), 3 – koryto z roślinnością (VII, VIII)

Przy nie zmienionym spadku zwierciadła wody oznacza to takie same zmniejszenie współczynników prędkości.

Czynnikiem, który wywiera istotny wpływ na wielkość oporów przepływu jest również układ poziomemu koryta. Cowan ocenia, że krzywizny mogą spowodować wzrost oporów przepływu nawet o 30%. W technicznej regulacji rzek, gdzie stosowano regularne i łagodne krzywizny trasy, a kąty wewnętrzne łuków kształtowały się najczęściej w przedziale $60^\circ < \alpha < 90^\circ$, wzrost oporów był stosunkowo niewielki i często był pomijany. Przy ocenie szorstkości ko-

ryt naturalnych lub w regulacji naturalnej, gdzie krzywizny trasy są znacznie bardziej zróżnicowane i ostrzejsze, dodatkowe straty na łukach powinny być uwzględniane.

Literatura

- CHOW VEN TE 1959: *Open channel hydraulics*. McGraw Hill Book Company, New York.
 COWAN W. L. 1956: *Estimating hydraulic roughness coefficients*. Agric. Engin. 37; 7.
 GARBRECHT G. 1961: *Abflußberechnungen für flüsse und kanäle*. Wasserwirtschaft 2; 3.
 MORIN M., FAVANT M. 1975: *Protection contre les affouillement de berge dans l'empris des coudes des cours d'eau*. La Houille Blanche 2/3.

ŻELAZO J. 1992: *Badania prędkości i oporów przepływu w naturalnych korytach rzek nizinnych*. Zesz. Nauk. SGGW Seria Rozprawy Naukowe i Monografie z. 149.

Summary

Remarks on calculation of roughness coefficient.
Some recommendations for selecting and calculating roughness coefficient in the natural river channels are

described. The influence of different hydraulic parameters on the roughness coefficient are presented.

Author's address:

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

Paweł OGŁECKI, Henryk PAWLAT

Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW

Jadwiga KOTOWSKA

Instytut Ekologii PAN w Dziekanowie Leśnym

Walory fitocenotyczne środkowego odcinka doliny Jezioroki w obrębie Chojnowskiego Parku Krajobrazowego

Wstęp

Dolina rzeki Jezioroki charakteryzuje się dużymi walorami przyrodniczymi, dlatego jej obszar objęty jest ochroną. Środkowy odcinek doliny rzeki znajduje się w obrębie Chojnowskiego Parku Krajobrazowego, a dolny i górny w jego strefie ochronnej. Podstawą właściwego kształtowania środowiska doliny jest rozpoznanie istniejących zasobów przyrodniczych, a także oddziaływań między elementami biotycznymi i abiotycznymi.

W niniejszej pracy przedstawiono inventaryzację i waloryzację roślinności w środkowym odcinku doliny rzeki Jezioroki oraz podjęto próbę określenia możliwości kształtowania środowiska przyrodniczego, na tym obszarze.

Obiekt, metody i zakres badań

Rzeka Jezioroka, długości 70 kilometrów, jest lewobrzeżnym dopływem Wisły w 493,7 km. Przedmiotem niniejszego opracowania jest odcinek w jej środkowym biegu, od 23 do 26 km (rys. 1). Charakter rzeki jest tu zbliżony do naturalnego, jej trasa wiję się łagodnymi zakolami. Koryto ma szerokość od 10 do 12 metrów, a głębokość od 1,5 do 2,0 metrów. Rzeka prowadzi wody trzeciej klasy czystości ze względu na

zawartość manganu i podwyższoną utlenialność (Ogłęcki i in. 1994).

Dolina Jezioroki tworzy równinę o zmiennej szerokości (100 do 700 metrów), lekko pochyloną, z niewielkimi wywyższczeniami i zagłębieniami terenu. Deniwelacja wynosi do 1,5 metra. W miejscach położonych bliżej koryta występują lokalnie starorzecza, stale lub okresowo wypełnione wodą. W dolinie występuje częściowo już tylko funkcjonująca, niesystematyczna sieć rowów odwadniających, wykonana około 1970 roku na potrzeby intensywnego użytkowania łąkowego.

W basenowych odcinkach doliny występują gleby mułowo-torfowe i torfowo-mułowe, w przełomowych zaś – mady brunatne. Na obrzeżach, w formie enklaw znajdują się czarne ziemie (rys. 1). Największą powierzchnię zajmują mady. Mają one skład mechaniczny pyłów zwykłych, lokalnie pyłów ilastych. Warstwą podścielającą są najczęściej piaski luźne. Ich poziom próchniczny o miąższości 20–25 centymetrów, charakteryzuje się dużą zawartością składników pokarmowych. W głębszych ich warstwach występuje intensywny proces glejowy. Gleby mułowo-torfowe i torfowo-mułowe zajmują najniższej położone obszary bezodpływowe. Ich głębokość wynosi 0,3–1,0 metra. Warstwą podścielającą są utwory piaszczyste. Odczyn gleb jest

kwaśny. Ich zasobność jest zróżnicowana i uwarunkowana stopniem uwilgotnienia. Gleby w dolinie podlegają zmiennym działaniom opadów atmosferycznych oraz wód gruntowych i podziemnych. Ponadto lokalnie zasilane są wysiawkami u podnóża wysoczyzny. W okresie roztopów wiosennych i nawalnych opadów atmosferycznych, przy wysokich stanach wody w rzece, dolina jest zalewana. W pozostałym okresie woda filtruje z terenu doliny ku rzece. Uwilgotnienie gleby zależy głównie od poziomu wody w korycie i opadów atmosferycznych. Sieć rowów w niewielkim stopniu odwadnia dolinę.

W istniejących warunkach przyrodniczych gleby w dolinie charakteryzują się zmiennym uwilgotnieniem (Ogłęcki i in. 1994). Gleby organiczne posiadają przeważnie uwilgotnienie stale nadmierne, przy którym następuje proces wtórnego zabagnienia. Mady i czarne ziemie charakteryzują się najczęściej uwilgotnieniem okresowo nadmiernym (rys. 1).

Obszar doliny jest ekstensywnie użytkowany łąkowo przez rolników wsi Bogatki, Runów i Głusków. Wzdłuż koryta rzeki, w starorzeczach, obniżeniach terenowych stale podmokłych z okresowo stagnującą wodą występują użytki ekologiczne.

W ocenie rolniczej gleby dolinowe w użytkowaniu łąkowo-pastwiskowym charakteryzują się niską wartością. Zaliczane są przeważnie do V klasy bonitacyjnej, głównie z uwagi na ich uwilgotnienie. W aspekcie przyrodniczym są to obszary wartościowe, wymagające ochrony. Charakteryzują się one dużą pojemnością wodną i sorbcyjną.

Użytki zielone położone w siedliskach podmokłych charakteryzują się niską wartością gospodarczą (3 z), a w siedliskach okresowo podmokłych – średnią wartością (2 z) – rys. 1.

Dolina rzeki na analizowanym odcinku przechodzi stromo w wysoczyznę użytkowaną rolniczo, która od strony wsi Bogatki

na znacznym obszarze porośnięta jest lasem. Na terenach tych występują gleby brunatne wytworzone z utworów piaszczystych. W ocenie rolniczej i przyrodniczej są to gleby V i VI klasy bonitacyjnej, o opadowej gospodarce wodnej (rys. 1).

Na omawianym odcinku doliny, w sezonie wegetacyjnym 1993 i 1994, wykonano 90 zdjęć fitosocjologicznych ogólnie przyjętą metodą z zastosowaniem sześciostopniowej skali Braun–Blanqueta (Pawłowski 1972). Zageszczenia płatów, w których wykonano zdjęcia, były różne, w zależności od stopnia zróżnicowania lokalnego pokrywy roślinnej. Przy kartowaniu zastosowano metodę transektów liniowych, gdzie w skali 1:1000 wykonywano robocze schematy występujących kompleksów zbiorowisk roślinnych. W niniejszym opracowaniu wykorzystano głównie finalny efekt tych prac – mapę roślinności rzeczywistej. Mapę tę, w skali 1:10 000, wykonano na podstawie analizy zdjęć fitosocjologicznych wg metodyki wypracowanej przez białowiesko-warszawską szkołę geobotaniczną (Faliński 1990).

Wyniki badań

Przegląd zbiorowisk roślinnych

Przeprowadzone badania fitosocjologiczne pozwoliły na zidentyfikowanie w dolinie rzeki następujących zbiorowisk roślinnych:

A. Zbiorowiska wodne

1. *Potamogetonetus pectinatus* – zbiorowiska rdestnicy grzebieniastej, pospolite w dość płytkich wodach na podłożu piaszczystym i mulistym, głównie zbiorowiska nurtu Jeziorki.

2. *Nuphar-Nymphaeetum albae* – zespół "lili w wodnych" o charakterystycznej fizjonomii i dużych walorach estetycznych. Zbiorowisko to ze względu na wysoką produkcję biomasy odgrywa dużą rolę w wypłycaniu i ładowaniu zbiorników wodnych. W dolinie Jeziorki występuje maso-

wo na starorzeczach, w kompleksach przestrzennych ze zbiorowiskiem *Lemno-Spirodeletum*.

3. *Lemno-Spirodeletum* – pospolita fitocenoza zespołu rzęs wodnych, zasiedlająca eutroficzne i płytkie zbiorniki o wodzie stojącej i wolno płynącej.

B. Zbiorowiska naturalne i półnaturalne terofitów wodnych

4. *Polygono-Bidentetum* – umiarkowanie nitrofilne zbiorowisko na brzegach Jeziora, a także przy wysychających rowach melioracyjnych.

5. *Chemopodietum glauco-rubri* – wybitnie nitrofilny zespół o charakterze ruderalnym, na zniszczonych skarpach brzegowych – przy wodopojach oraz na dnie kilku wyschniętych starorzeczy.

C. Zbiorowiska szuwarów

Na badanym obszarze, wzdłuż rowów melioracyjnych, w strefie brzegowej, w bezodpływowych zagłębieniach, gdzie występuje wiele fragmentarycznie wykształconych zbiorowisk trawiastych i turzycowych mających charakter szuwarów, jednoznacznie zidentyfikowano fitocenozy następujących zespołów:

6. *Phragmitetum communis* – zespół trzciny pospolitej, zarasta większość zagłębień terenowych, występuje wokół starorzeczy i rowów melioracyjnych.

7. *Glycerietum maximae* – szuwar mianiny, podobnie jak trzcinowy występuje (nieco mniej pospolicie) w zagłębieniach oraz wzdłuż strefy brzegowej Jeziora.

8. *Iridetum pseudoacori* – zespół zdominowany przez kosaćca żółtego, spotykany sporadycznie w rowach melioracyjnych i jako składnik runa w łęgach przybrzeżnych.

9. *Caricetum ripariae* – szuwar wieloturzycowy, zdominowany przez turzycę brzegową, często opanowuje wysychające zagłębienia terenowe i rowy odpływowe.

10. *Phalaridetum arundinaceae* – szuwar mozgi trzcinowatej – najpospolitszy w dolinie Jeziora szuwar o szerszej amplitu-

dzie ekologicznej niż szuwar trzciny pospolitej, spotykany w rowach, zagłębieniach terenu, zakolach i starorzeczach.

11. *Caricetum gracilis* – jako zbiorowisko zastępcze olsów i łęgów, szuwar turzycy zaostrojonej, przy wzrastającej obecnie wilgotności siedliska zwiększa wybitnie swój areal.

12. *Sagittario-Sparganietum emersii* – zespół strzałki wodnej i jeżogłówki zaliczany do szuwarów związku *Phragmition*, związany raczej z wodami wolno płynącymi, występuje sporadycznie w nurcie rzeki i środkowej części starorzeczy na zamulonym dnie.

D. Łąki kośne zalewowe

13. *Cirsio-Polygonetum* – typowo antropogeniczny zespół ostrożeńa warzywnego i rdestu węzownika okresowo wilgotnych łąk kośnych na zmeliorowanych glebach mułowo-torfowych. Charakterystyczne jest tu masowe występowanie wielu bylin o barwnych kwiatostanach.

14. *Filipendulo-Geranium palustris* – zespół wiązówki błotnej i bodziszka, atrakcyjny krajobrazowo ze względu na duży udział barwnie kwitnących roślin zielnych.

15. *Deschampsietum caespitosae* – zespół śmiałka darniowego, jest to na badanym terenie wtórny zespół, pojawiający się masowo na zaniedbanych łąkach kośnych.

16. *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* – zespół jaskra rozłogowego i wyczynia kolankowatego – występuje w strefie tarasu nadbrzeżnego Jeziora, na zwiększonych, wilgotnych siedliskach.

E. Łąki kośne świeże

17. *Arrhenatheretum medioeuropaeum* – łąka rajgrasowa stanowi najkorzystniejszy gospodarczo zespół łąk kośnych, który może się utrzymać w warunkach siedliskowych zbyt wilgotnej doliny Jeziora tylko przy systematycznych zabiegach gospodarczych, takich jak terminowe koszenie i zasilanie nawozami. Jest to zespół roślinny zajmujący największą powierzchnię, jednak wiele płatów cechuje znaczny stopień degradacji.

F. Zbiorowisko o charakterze ruderalnym

18. Zbiorowiska z *Urtica dioica*.

19. Zbiorowiska z *Rumex crispus*.

Urtica dioica i *Rumex crispus* wraz z ostrożeniem polnym, bylicami, wrotyczem i nawłocią późną tworzą osobne agregacje zajmujące obrzeża zagłębień terenowych, gdzie sporadycznie odprowadzane są ścieki bytowe, wnikają do rowów melioracyjnych, do runa łęgów i zakrzaceń przybrzeżnych.

G. Zbiorowiska leśne, zaroślowe i okrajkowe

20. *Ribo nigri-Alnetum* – ols porzeczkowy w postaci szczątkowej zachował się w części doliny poniżej gajówki Biele, potencjalnie związany z najniższymi położonymi płacami doliny.

21. *Circaeo-Alnetum* – łęg jesionowo-olszowy, obecne skupienia olszy, jesionu, z naturalnym odnowieniem jesionu i nalołem czeremchy, chmielu, trzmieliny są pozostałościami naturalnych łęgów nadrzecznych, które w prawie całej dolinie Jeziorki były zespołem wodącym.

22. *Salici-Populetum* – łęg topolowo-wierzbowy, o jego naturalnym zasięgu świadczą obecnie pojedyncze wierzybiałe, kruche i topole. Naturalny zasięg był tu znacznie skromniejszy niż ww. zespołów leśnych, ograniczał się do aluwiiw skarpy przybrzeżnej.

23. *Salicetum triandro-viminalis* – wikliny nadrzeczne sadzone nad brzegami rzeki i wzdłuż głównych rowów odwadniających.

24. *Cuscuta-Convolutum sepium* – zespół kianianki i kielisznika, tzw. zbiorowisko welonowe, wnikające do zbiorowisk zaroślowych, ruderalnych i łożowych, zespół bardzo często reprezentowany w dolinie Jeziorki, o dużych walorach estetycznych.

Przedstawiona powyżej lista zidentyfikowanych jednostek syntaksonomicznych obejmuje w zasadzie zbiorowiska, które zajmują powierzchnię uchwytą w skali

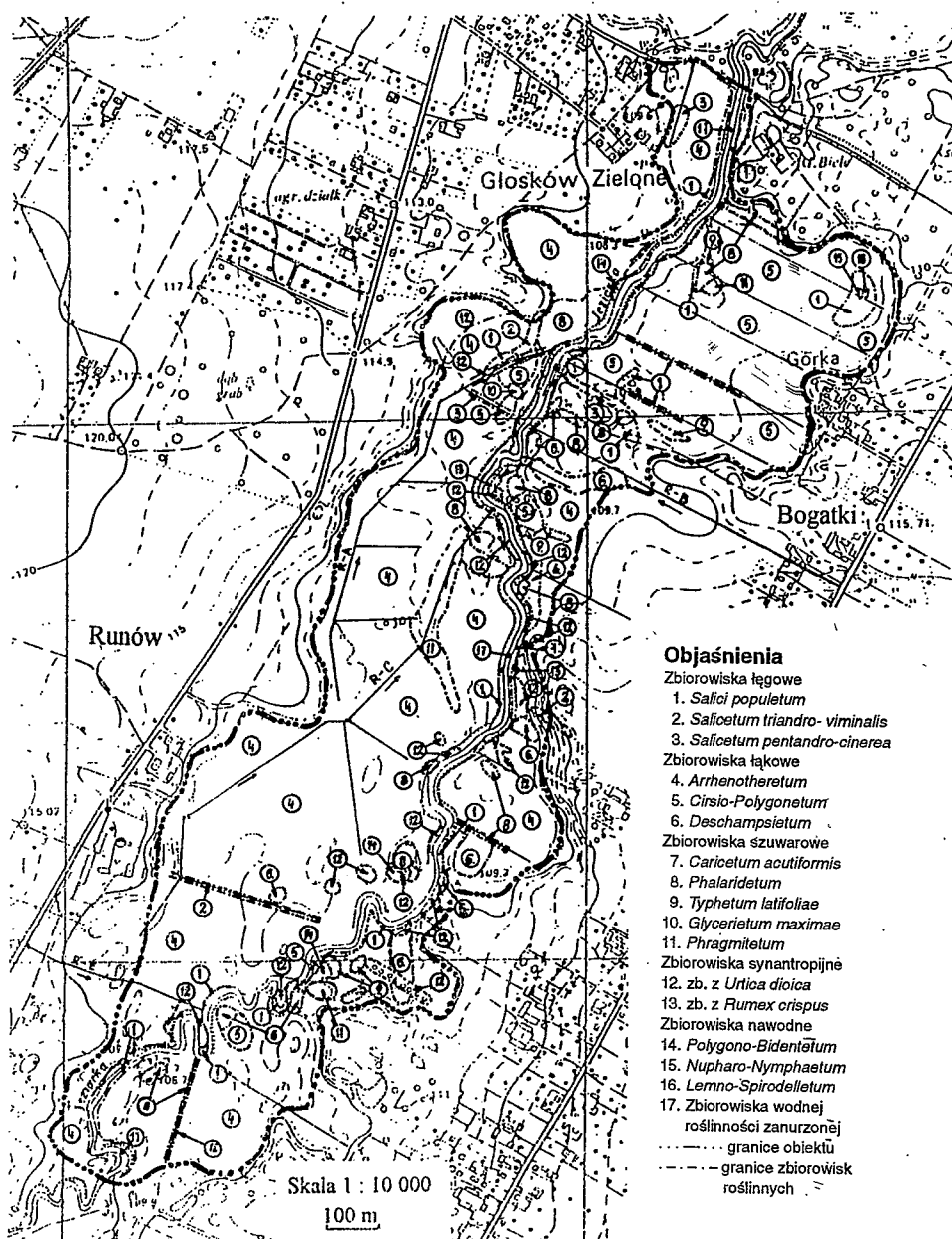
rozdzielczej mapy lub przynajmniej powtarzają się istotnie często. Bardzo znamienne dla badanej doliny jest występowanie z jednej strony mikrokompleksów zespołów roślinnych wzajemnie się przenikających, o bogatej, wielowarstwowej strukturze botanicznej, a z drugiej strony uproszczonych, czasem nawet jednogatunkowych agregacji powtarzających się bardzo często, lecz w niewielkich płatach. W niniejszej pracy pominięto wyniki dotyczące drobnopowierzchniowych, efemerycznych zbiorowisk roślinności nitrofilno-higrofilnej. Ze względu na trudności metodyczne nie uwzględniono na mapie roślinności większości rowów melioracyjnych.

Struktura przestrzenna roślinności

Struktura przestrzenna roślinności badanego odcinka doliny rzeki Jeziorki ukształtowana została przez naturalne warunki siedliskowe i działalność człowieka. Układa się ona w równoległe do rzeki strefy, wzajemnie powiązane funkcjonalnie. Wyróżniono zbiorowiska roślinne w korycie rzeki, w strefie jej brzegów i przybrzeżnej oraz w strefie doliny (rys. 2). Są one atrakcyjne widokowo.

W strefie akwaticznej rzeki stwierdzono występowanie w miarę równomiernie rozwiniętego układu gatunków roślin naczyniowych, typowych dla zespołu *Potamogetonum pectinati* – rdestnicy grzebiegniastej. W miejscach gdzie występują wypłyca koryta, wkraczają fragmenty zespołów szuwarowych (na przykład zespół strzałki wodnej i jeżogłówki – *Sagittario-Sparganietum*, szuwar manny mielec – *Glycerietum maximae*).

Strefa brzegowa koryta rzeki między poziomem niskiej i średniej wody charakteryzuje się dominacją typowych gatunków ziemnowodnych: turzycy brzegowej (*Carex riparia*), trzciny pospolitej (*Phragmites australis*), mozgi trzcinowatej (*Phalaris arundinacea*) i innych. Na niektórych odcinkach, tam gdzie warunki nie pozwalają na wykształcenie się stałego pasa szuwaru przybrzeżnego, zanotowano występowanie



RYSUNEK 2. Mapa roślinności rzeczywistej w dolinie rzeki Jeziora w km 23–26

agregacji nitrofilno-higrofilnych gatunków charakterystycznych dla zespołów: *Polygono-Bidentetum* – zespół uczepów i rdestów oraz *Chenopodietum glauco-rubrii* – zespół komosy siwej i czerwonej. Są to miejsca silniejszego nurtu rzeki lub pojenia i przepędzania wypasanego w pobliżu bydła.

W przybrzeżnej strefie, znajdującej się pod wpływem stanów wysokiej wody, szerokości kilku metrów, znajdują się fragmentarycznie wykształcone płyty łągu wierzbowo-topolowego (*Salici-Populetum*). Występują tu grupy olszy, jesionów, wierzb i topoli będące pozostałością naturalnej roślinności leśnej. Trzeba przyznać, że ten kałużowy drzewostan charakteryzuje się bogatym podszytem złożonym z trzmieliny (*Evonymus europaea* i *E. verrucosa*), kaliny (*Padus avium*), derenia (*Cornus sanguinea*), jeżyny (*Rubus* pl. sp.), odrosłowych olszy, topoli i wierzb. W najciekawszych płatach pod okapem koron drzew (początkowy odcinek doliny na obu brzegach) występuje runo budowane przez gatunki leśne, głównie geofity ze związku *Alno-Padion*, łąkowe – ze związku *Molinion* i nitrofilne z klasy *Artemisietea*. Częściej jednak są to agregacje pokrzyw (zbiorowiska z *Urtica dioica*) lub szczawiu kędzierzawego (*Rumex crispus*), splecione welonowymi kombinacjami gatunków tworzących zespół kaniańki i kielisznika zarosłowego (*Cuscuta-Convolvuletum septum*). Znamienny jest w takich płatach liczny udział północnoamerykańskiego gatunku harbuźnika klapowanego (*Echinocystis lobata*), nadającego nieco egzotyczny charakter temu pospolitemu na siedliskach połęgowych zbiorowisku okrajkowemu.

Dużymi walorami krajobrazowymi i szczególną rolą biocenotyczną odznaczają się kompleksy zbiorowisk roślinnych, które wykształciły się na trzech większych zagłębieniach terenowych – starorzeczach z wodą stagnującą. Otoczone są one przez łożo-

wiska identyfikowane z zespołami: *Salicetum pentandro-cinerae* i *Salicetum triandro-viminalis*. Lustra wody pokrywają rośliny nawodne typowe dla zespołu "lili wodnych" (*Nupharo-Nymphaetum albae*) i rzęs (*Lemno-Spirodelletum*). Częściej można zaobserwować kępy krzaczastych wierzb splecionych chmielem, przerośniętych mozgą trzcinową, pokrzywami oraz kaniańką pospolitą i macierzankową, występujące na wypłyconych, pozbawionych stałego zalewu starorzeczach.

Zbiorowiskami leśnymi wyjściowymi dla genezy współczesnego układu zbiorowisk zastępczych doliny Jeziora są olsy (*Ribo nigri-Alnetum*), łągi olszowo-jesionowe (*Circae-Alnetum*) i łągi wierzbowo-topolowe (*Salici-Populetum*). Zespoły te były dostosowane do zmiennych warunków wodnych panujących w dolinach rzek nizinnych.

Wymienione formacje leśne występujące na glebach mułowo-torfowych i madowych zostały wycięte bardzo dawno temu. Na ich miejsce wkraczały strefowo, według zmniejszającej się w miarę oddalania od głównego nurtu rzeki trofii, różnorodne zbiorowiska o wybitnie hydrofilnym charakterze. Były to szuwały: trzcinowy (*Scirpo-Phragmitetum*), mozgi trzcinowatej (*Phalaridetum arundinaceae*), manny mielec (*Glycerietum maximae*), turzycy brzegowej i zaostrzonej (*Caricetum ripariae* i *Caricetum gracilis*) i wielu innych.

Powyższe zbiorowiska roślinne w wyniku przeprowadzonych około 1970 roku prac odwodnieniowych i zagospodarowania pomelioracyjnego uległy zniszczeniu. Na ich miejscu powstały nowe zbiorowiska łąk świeżych, które w następnych latach w wyniku ekstensywnego użytkowania i postępującego wtórnego zabagniania gleb w obniżeniach terenowych podlegały sukcesji. Obecnie na terenie doliny przeważają, występujące na okresowo wilgotnych madowych, łąki świeże, identyfikowane jako

zespół *Arrhenatheretum medioeuropaeum*. Mniejszą powierzchnię zajmują, związane z podmokłymi glebami torfowo-mułowymi, łąki zalewowe zespołu ostrożenia i rdestu węzownika (*Cirsio-Polygonetum*) – rys. 2.

Na ekstensywnie użytkowanych łąkach, szczególnie od strony wsi Bogatki, wyraźnie widoczne jest wkraczanie pierwotnych elementów florystycznych. Na etapie przejściowym tej wtórnej sukcesji pojawiają się kadłubowo wykształcone zbiorowiska szuwarowe, związane z rowami melioracyjnymi i inwazyjne agregacje nitrofilne pokrzyw i ostrożeńi polnych.

Podsumowanie i wnioski

1. Badany odcinek doliny rzeki Jezioroki charakteryzuje się różnorodnymi warunkami siedliskowymi oraz zróżnicowaniem zbiorowisk roślinnych. Całość stanowi harmonijny krajobraz kulturowy.

2. W dolinie o zmiennej szerokości i wyraźnej deniwelacji, wyścielonej glebami aluwialnymi i torfowo-mułowymi, najcenniejszym elementem jest meandrująca rzeka o charakterze zbliżonym do naturalnego. Dynamika jej stanów wody decyduje o uwilgotnieniu gleb w dolinie i warunkach bytowania biocenozy. Nie w pełni funkcjonujący system rowów sprzyja procesowi wtórnego zabagnienia gleb torfowo-mułowych.

3. W dolinie występują zbiorowiska wodne, szuwarowe, łąkowe, leśne, zaroślowe i okrajkowe. Tworzą one makro i mikrokompleksy, wzajemnie przenikające się w układzie strefowym, równoległym do rzeki, zgodnym z warunkami siedliskowymi.

4. W ocenie przyrodniczo-krajobrazowej najwartościowsze są zbiorowiska roślinności wodnej w starorzeczach i w korycie rzeki oraz łąkowe na jej pobrzeżach. Roślinność w tych strefach ma charakter w znacznej mierze naturalny. Cechuje ją duże bogactwo florystyczne przy znacznym zróżnicowaniu przestrzennym.

5. W obrębie łąk położonych na madach dominuje zespół *Arrhenatheretum medioeuropaeum*, a na glebach torfowo-mułowych zespół *Cirsio-Polygonetum*. Na łąkach wilgotnych, użytkowanych ekstensywnie, następuje regeneracja zbiorowisk pierwotnych o dużym zróżnicowaniu gatunkowym. W mozaikę fitocenoz łąkowych wtapiają się zbiorowiska szuwarowe, tworzące rowom melioracyjnym i bezodpływowym zagłębieniom.

6. Sukcesja obecnego układu zbiorowisk roślinnych w korycie rzeki i jej dolinie jest korzystna w aspekcie przyrodniczo-krajobrazowym i zgodna z wymogami istniejącego na tym obszarze Chojnowskiego Parku Krajobrazowego. W przyszłości w dolinie należy zaniechać ingerencji w stosunki wodne i utrzymać ekstensywne użytkowanie kośne. W korycie rzeki wymagana jest poprawa jakości wody przez likwidację źródeł jej zanieczyszczeń.

Literatura

- FALIŃSKI J. B. 1990: *Kartografia geobotaniczna*, cz. 1, 2, 3. PPWK, Warszawa.
- PAWŁOWSKI B. 1972: *Skład i budowa zbiorowisk roślinnych oraz metody ich badania*. W: Szata roślinna Polski. Red. W. Szafer, K. Zarzycki, PWN, Warszawa s. 241–281.
- OGLECKI P. i in. 1994: *Waloryzacja ekologiczna krajobrazu doliny rzeki Jezioroki w aspekcie jego ochrony*. Katedra Przyrodniczych Podstaw Melioracji SGGW, Warszawa (maszynopis).

Summary

The fitocenotic values of middle Jezioroka valley (in Chojnowski Landscape Park area). Fitosociological inventarisation and valorisation of small lowland river Jezioroka valley was made. The investigation area is included in Chojnowski Landscape Park territory. The existing plant communities map was prepared as the result of two years (1993–94) period of investigations.

The water, bulrush, meadow, forest, bush and vestige plant communities, present in valley, compose the micro and macrocomplexes, interfered to one another in zonal composition, in parallel to the river line, consisted to environmental conditions. The harmonic landscape exists.

The most valuable plant communities exist in river bed zone, river banks zone and old river beds, consisting the natural composition of plant species. The floristic abundance is linked to the spacial diversity.

Arrhenantheretum medioeuropaeum community dominates on fen soils, *Cirsio-Polygonetum* community dominates on mud-peat soils. The natural communities regeneration takes place on extensive exploited meadows area. The incoming communities are characterized by high species differentiation. Such communities invasion is acceptable to environmental requirements of Chojnowski Landscape Park. The

intervention to water conditions should be abandoned and the proper meadow management should be provided.

Author's address:

P. Ogłęcki, J. Kotowska, H. Pawłat
Warsaw Agricultural University – SGGW
ul. Nowoursynowska 166
02-787 Warszawa
Poland

Możliwości oczyszczania ścieków za pomocą hydrofitów

Wstęp

Lansowane obecnie oczyszczalnie ścieków wykorzystujące rośliny bazują na jednym, czasami dwu gatunkach. Z reguły są to monokultury trzciny, rzęsy lub wierzy. Inne makrofity wchodzą w skład zbiorowisk oczyszczających sporadycznie i w małych ilościach najczęściej jako przypadkowe komponenty samorzutnie przechodzące z sąsiednich, naturalnych siedlisk. Nie poświęca się im należytej uwagi ani w etapie planowania, budowy i zakładania oczyszczalni, ani też w czasie ich eksploatacji. Również rozproszenie, a najczęściej brak informacji naukowej na temat możliwości namnażania i stosowania innych gatunków przyczyniają się do ubóstwa taksonomicznego i niepełnego wykorzystania, a często niesprawnego funkcjonowania tego typu obiektów. Tymczasem intensywność i skuteczność ich działania zależy w dużej mierze od bogactwa gatunkowego oraz możliwie największego podobieństwa sztucznej fitocenozy "oczyszczającej" do naturalnych, bogatych w faunę i florę zbiorowisk roślin wodnych i szuwarowych. Poniżej przedstawione są niektóre właściwości ekologiczne oraz cechy morfologii, rozmnażania i wymagań siedliskowych wybranych hydromakrofitów pod względem ich przydatności w oczyszczalniach. Są to gatunki pospolite, powszechnie spotykane w Polsce.

Wykorzystanie roślin w oczyszczalniach ścieków

Badania nad przydatnością makrofitów w procesie oczyszczania wód zapoczątkowane ponad trzydzieści lat temu przez Seidel (1971) kontynuują w Polsce m.in. Oziemek (1991), Kalisz, Sałbut (1993), Kowalik, Obarska-Pempkowiak (1994) i Szymańska (1994). System oczyszczania ścieków metodą "trzcinową" Kickutha znany od ponad dwudziestu lat obecnie w Polsce stosuje m.in. spółka "Ekma" z Warszawy (1), "FinSkog" (2) oraz "BIWiOS – Gajda" (3) z Gdańska i licencjonowani przedstawiciele firm zagranicznych np. "Gąsiorowski" (1). System ten został szczegółowo zbadany i przedstawiony w licznych pracach a także przetestowany i wykorzystany na wielu obiektach (Obarska-Pempkowiak 1992; Geller 1994; Hofmann 1994). Choć w wymienionych artykułach znajdują się wzmianki o występowaniu w oczyszczalniach situ, pałki, a nawet turzyc, jednak brak jest wskazówek co do sposobu ich wprowadzania na nowe obiekty. Łatwo domyślić się, że źródłem materiału do nasadzeń mogłyby być najbliższe naturalne zbiorowiska hydromakrofitów. Jednak jest to dla nich ogromne zagrożenie, eksploatacja bowiem i trzebież oraz niszczenie jednych gatunków przy poszukiwaniu innych, rzadszych wiąże się zawsze z dewastacją i na większą niż badawcza skalę jest nie-

dopuszczalne. Zachodzi przeto pilna potrzeba przeprowadzenia badań i upowszechniania sposobów szybkiego i jak najmniej inwazyjnego pozyskania materiału roślinnego do zasiedlania nowych oczyszczalni w warunkach polskich.

W opracowaniu Kowalika (1993) o funkcjonowaniu zbiorowisk trzcinowych jako oczyszczalni ścieków znajduje się informacja, że w miejscu największego ich stężenia lepiej niż trzcina rośnie pałka. Po kilku latach pałka, która ma płytki system korzeniowy (10–30 cm) obumiera, ustępując miejsca trzcinie. Mamy tu więc do czynienia z następstwem gatunków i zbiorowisk związanych z nasilającą się głęboką eutrofizacją siedliska. Interesujące byłoby znalezienie ekonomicznej i szybkiej metody rozmnażania i wprowadzania pałki na nowo zakładane obiekty. Ponadto w powyższej i innych pracach brak jest rozróżnienia ekologii i przydatności pałki szerokolistnej (*Typha latifolia*) i pałki wąskolistnej (*T. angustifolia*).

Ostatnio firma "FinSkog" proponuje jako alternatywę dla systemu drenażu rozsączającego, filtrów piaskowych i gruntowych rozwiązania hydrobotaniczne z trzciną, sitowiem, pałką i wierzbą. Podczas gdy proces rozmnażania i wprowadzania trzcin dawno został opisany i istnieją firmy, które specjalizują się w produkcji jej sadzonek, brak jest danych dotyczących sitowia (częstym błędem, nawet w fachowej literaturze jest określanie oczeretu mianem sitowia lub mylenie sitowia z sitem!). Tymczasem sitowie leśne (*Scirpus silvaticus*) daje się implantować bezpośrednio do ścieków bytowych po osadniku Imhoffa, a kępy zeszłoroczne przyjmują się nawet, jeśli je przesadzać w czerwcu (Wojarska, Pachuta 1992).

Podobnie jak trzcina, powszechnie dostępna jest i łatwo rozmnaża się wegetatywnie wierzbą (Simićek 1992). Obecnie planacje wierzb m.in. "Atopol" (4) "Ekotest"

(5) dostarczają wyselekcjonowanego materiału roślinnego, gotowego do nasadzeń. Sposób wykorzystania wierzby wiciowej (*Salix viminalis*) oraz jej właściwości ekologiczne szczegółowo przedstawione są w Instrukcji uprawy wierzby wiciowej (1992), opracowanej w Ośrodku Doradztwa Rolniczego w Przysieku k. Torunia. Od 1992 r., również firma "FinSkog" z Gdańska prowadzi pod nadzorem duńskim dystrybucję sadzonek oraz projekty zastosowania *Salix viminalis* m.in. w oczyszczalniach ścieków. Wierzbowe plantacje energetyczne oczyszczające ścieki szeroko propaguje Perttu (1993), współtwórca szwedzkiego programu produkcji biomasy roślinnej jako odnawialnego źródła energii, od 1982 r., współpracujący z Politechniką Gdańską. W Polsce od dawna wierzbami zajmowali się m.in. Białkiewicz (1992) i Kowalik (1990). W badaniach Obarskiej-Pempkowiak (1992) nad wierzbą wiciową i trzciną pospolitą znajdują się uwagi o możliwości wykorzystania situ (*Juncus* sp.) oraz hiacynta wodnego (*Eichhornia crassipes*). O ile hiacynt wydaje się mniej interesujący, gdyż nie rośnie u nas naturalnie, interesujące byłyby badania sitów – chociażby spreycowanie, które z sześciu pospolicie występujących w Polsce są najbardziej odpowiednie.

Oczyszczalnie typu "Lemna" z wykorzystaniem rzęsy drobnej (*Lemna minor*) oferuje obecnie m.in. przedsiębiorstwo "Hydro" z Kielc (6), a prezentują Sikorski, Borys (1993). Przegląd możliwości zastosowania roślin pleustonowych (wśród nich rzęsy drobnej), elodeidów (*Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *E. densa*, *Patamogeton pectinatus*, *Myriophyllum spicatum*) oraz helofitów (*Schoenoplectus lacustris*, *Glyceria maxima*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia*, *Acorus calamus*) wraz ze składem chemicznym niektórych z nich i oceną stopnia oczyszczenia ścieków oraz tolerancją na zawartość azotu podaje Ozi-

mek (1991). Składem chemicznym wodnych roślin siedlisk eutroficznych oraz zmianami chemii środowisk zanieczyszczonych pod wpływem wegetacji zajmuje się Dykijova (1992). W tej i innych cytowanych pracach brak jest jednak opisu metody hodowli i rozmnażania tych makrofytów, wskazówek dotyczących rodzaju, długości, średnicy, wieku fragmentów roślin, które należy implantować, a także określenia optymalnych warunków czasowych (kiedy rozmnażać) i przestrzennych (w jakich warunkach wystawy, odległości od siebie, relacji z innymi gatunkami), które zapewnią wzrost roślin. W przyszłości badania w tej dziedzinie powinny wykazać, jaka metoda rozmnażania jest najkorzystniejsza.

Istniejące oczyszczalnie: trzcinowe, typu "Lemna" lub z udziałem wierzby wiciowej są monokulturami. Pomijając oczywisty fakt, że tego typu oczyszczalnie mogą obsługiwać tylko małe obiekty lub grupy kilku gospodarstw, już niewielkie nawet przeciążenie wywołuje przejściową niewydolność, a większe – trwałe uszkodzenie i obumarcie okrywy roślinnej, z której to przyczyny powinny być projektowane "na wyrost". Ponadto, jak każda monokultura, tak i te wykorzystują siedlisko (tu: ścieki) jednostronnie. Osobniki w tym samym wieku, tego samego gatunku konkurując jednocześnie o te same składniki pokarmowe, światło i przestrzeń życiową mało skutecznie bronią się przed atakami szkodników i chorób. Problem ten często znajduje odzwierciedlenie w niewydolności systemu, a dodatkowo zwiększa go kolmatacja podłoża (Stros 1991; Saga, Dostal 1991; Husak 1992).

Biegunowo przeciwne były próby podjęte w początku lat 70. w USA, gdzie dokonano adaptacji systemu naturalnych lagun i stawów dla celów oczyszczania ścieków z 13 miast. Rolę składnika roślinnego pełniły tam początkowo bogate zbiorowiska hy-

dromakrofitów wraz z towarzyszącą im mikroflorą i fauną (Lappo 1976). Wykorzystanie rowów jako odbiorników wód zanieczyszczonych prezentują Kuczewski i Paluch (1993). Stwierdzili oni, że największą skuteczność oczyszczania osiągnęła rzęsa drobna (*Lemna minor*) i żabieniec babka wodna (*Alisma plantago-aquatica*), nieco mniejsze, choć znaczące wartości uzyskano dla pałki szerokolistnej (*Typha latifolia*), situ rozpięzchłego (*Juncus effusus*) i trzcinika piaskowego (*Calamagrostis epigeios*); najmniejsze zaś dla trzciny pospolitej (*Phragmites australis*), której słoma jesienią zawierała najmniej składników mineralnych. Wykorzystanie istniejących stawów i zagłębień terenowych funkcjonujących w warunkach naturalnych jako oczyszczalnie trzcinowe i wiklinowe zespolone z oczyszczalniami opartymi na klasycznej technologii osadu czynnego przedstawia Krawiec (1992).

Rozwiązania takie wzbudzały zawsze wiele kontrowersji. Obecnie wiadomo, że oczyszczalnie roślinne nie zastąpią całkowicie oczyszczalni klasycznych. Powinny one znajdować zastosowanie dla małych obiektów (jak np. ośrodki wczasowe) lub w pojedynczych gospodarstwach (do 50–60 osób) oraz, przede wszystkim w procesie doczyszczania wód odpływowych z klasycznych oczyszczalni. Obszerny przegląd literatury (ponad 60 pozycji) na temat roli hydromakrofitów w oczyszczaniu wód zebrała Wojarska (1992), Wojarska i in. (1993).

W polskich wodach występuje ok. 150 gatunków roślin okrytonasiennych. Większość roślin strefy brzegowej i toni wodnej siedlisk eutroficznych można wykorzystać do celów małych oczyszczalni ścieków. Niewiele jednak jest danych dotyczących gatunków, które rosną na określonym rodzaju ścieku. Próbę przyporządkowania rośliny – dominanta zbiorowiska – do rodzaju ścieków wybranych spośród kilkun-

stu obiektów woj. warszawskiego (Pachuta, Nowak 1994) przedstawia tab. 1.

Tabela 1 uwzględnia jedynie przykładowe składy gatunkowe dla wybranych miejsc wylewania ścieków. Dane te zebrano na obiektach funkcjonujących od ponad 5 lat. Każdy z rodzajów ścieków preferowany jest przez jeden lub kilka gatunków dominujących oraz dużą grupę gatunków nie przedstawionych w tabeli, na ogół powtarzających się w większości obiektów. Stanowią one zespoły najlepiej dopasowane ekologicznie do siedlisk. Uzupełnienie tej wiedzy przez określenie możliwości namnażania wymienionych roślin przyczyniłoby się do ich upowszechnienia i zastosowania jako pożądanych komponentów w nowo zakładanych zbiorowiskach oczyszczających.

W tabeli 2 zestawione są dane dotyczące ekologii i właściwości biologicznych hydrofitów. Niektóre z nich wymienione są w różnych pozycjach literatury oraz w tabeli 1 jako gatunki przydatne w oczyszczaniu wód bądź ścieków. Zestawione informacje stanowią bazę wyjściową dla badań podjętych w celu uzyskania odpowiedzi na pytanie: **jak im plantować możliwie największą liczbę gatunków na nowo założone oczyszczalnie hydrobotaniczne przy ograniczeniu w przyszłości dzikiego i rabunkowego pozyskania materiału roślinnego.** Jednocześnie unaocznia ono, jak wiele jeszcze właściwości tych roślin jest nieznanych i wymaga szczegółowych badań.

Podsumowanie

Większość roślin strefy brzegowej i toni wodnej siedlisk eutroficznych można wykorzystać w małych oczyszczalniach ścieków. Niewiele jednak jest danych o gatunkach, które rosną na określonym rodzaju ścieku.

Intensywność oczyszczania wody zależy, oprócz możliwości eliminacji skład-

ników zawartych w ściekach przez poszczególne gatunki (dopasowania: ściek – typ ekologiczny rośliny), od m.in. możliwie największej liczby taksonów oraz od zagęszczenia roślin w fitocenozach szuwarowych i wodnych, a w związku z tym bogactwa rozwijającego się na nich peryfitonu.

W skład fitocenozy "oczyszczającej" powinny wchodzić: gatunki szuwarowe, gatunki o liściach pływających po powierzchni oraz gatunki zanurzone. Jednocześnie kolejność ich występowania, zagęszczenie i rozmieszczenie powinny być skorelowane z odległością od miejsca wpływu ścieków oraz stopniem i rodzajem zanieczyszczeń, a także typem podłoża i ekspozycją na światło oraz odpornością na zamarzanie.

Zakładanie nowych oczyszczalni ścieków typu hydrobotanicznego wymaga szybkiego i taniego (gdyż ten rodzaj oczyszczalni jest niskonakładowy) implantowania określonych gatunków roślin.

Do osiągnięcia tych celów konieczna jest znajomość ekologii hydromakrofitów. Niestety zbiór informacji naukowych o właściwościach ekologicznych tych roślin jest rozproszony i bardzo fragmentaryczny.

Konieczne jest rozpoznanie możliwości namnażania oraz sztucznego wprowadzania różnych roślin, a także odnawiania gatunkowej struktury biocenoz wodnych po pracach konserwacyjno-renowacyjnych lub usuwaniu warstwy osadów (namulów) z dna i skarp zbiorników oczyszczalni, a także w renaturyzowanych akwenach i ciekach.

Oczyszczalnie roślinne powinny znajdować zastosowanie m.in. w procesie oczyszczania wód, odpływających z oczyszczalni klasycznych. W ten sposób unika się wprowadzania do nich zbyt dużej ilości zawieszin, które prowadzą do kolmatacji podłoża.

TABELA 1. Gatunki roślin dominujące w zbiorowiskach występujących w różnych rodzajach ścieków – przykłady obiektów woj. warszawskiego (utlenialność w mg/dcm³ O₂)

Rodzaje ścieków (miejscowość)	BZT ₅ (utlenialność)	Zawiesina (subst. rozp.)	Gatunki dominujące		
			toń wodna	strefa brzegowa	skarpa do 1 m od lustra wody
Gosp.-bytowe Miłosna	116 (150)	117 (813)	<i>Lemna minor</i>	<i>Bidens tripartitus</i>	<i>Sambucus nigra</i>
Gosp.-bytowe Halinów	70 (41)	57	<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Equisetum palustre</i>
Jednostka wojskowa Borzęcin	47 (24)	35 (316)	<i>Lemna minor</i> <i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Juncus effusus</i> <i>Solanum dulcamara</i>	trawy gazonowe
Komunalne + ścieki z wozów asenizacyjnych Piaseczno	106, max 223	80, max 145	koryto betonowe	<i>Urtica dioica</i> <i>Rumex hydrolapathum</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Heracleum spondylium</i> <i>Bidens tripartitus</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Rumex hydrolapathum</i> <i>Sambucus nigra</i> <i>Geranium palustre</i>
Przemysłowe Polkolor – Piaseczno	nie- znany	nie- znany	koryto betonowe	<i>Phalaris arundinacea</i> <i>Urtica dioica</i>	<i>Phalaris arundinacea</i> <i>Urtica dioica</i>
Ze szpitala Dziekanów Leśny	76 (40)	83 (358)	<i>Lemna minor</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Solanum dulcamara</i>	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Sambucus nigra</i>
Z produkcji antybiotyków Macierzysz	11 (17)	33,4	<i>Phalaris arundinacea</i> <i>Rumex aquaticus</i>	<i>Salix cinerea</i> <i>Populus nigra</i> <i>Sambucus nigra</i>	<i>Sambucus nigra</i>
Z chlewni Kazuń	260 (56)	118 (706)	<i>Glyceria aquatica</i> <i>Bidens tripartitus</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Nuphar luteum</i> <i>Lemna minor</i>	<i>Glyceria aquatica</i> <i>Bidens tripartitus</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Iris pseudoacorus</i> <i>Sium latifolium</i> <i>Solanum dulcamara</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Acorus calamus</i> <i>Butomus umbellatus</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Salix alba</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Iris pseudoacorus</i>
Z browaru Jabłonowo	1400 (147)	117 (1606)	<i>Lemna minor</i> <i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Bidens tripartitus</i> <i>Lycopus europaeus</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Cicuta viroşa</i>	trawy gazonowe
Gospodarczo-bytowe Jabłonowo	nie- znany	nie- znany	<i>Lemna minor</i> <i>Callitriche autumnalis</i> <i>Glyceria fluitans</i> <i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Glyceria fluitans</i> <i>Juncus conglomeratus</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Oenanthe aquatica</i>	<i>Urtica dioica</i> <i>Ranunculus repens</i>

TABELA 2. Ekologia i niektóre właściwości biologiczne hydrofitów w aspekcie wykorzystania w oczyszczalniach ścieków (? – brak danych; nasilenie właściwości: +++ duże, ++ średnie, + małe)

Gatunek nazwa polska nazwa łacińska	Wysokość roślin, optymalna głębokość [cm]	Umocowanie w podłożu	Kwitnienie		
			typ kwiatostanu		
			okres	kwiat	barwa
1	2	3	4		
<i>Bidens tripartitus</i> uczep trójlistkowy	15–90 ?	korzenie sięgające do 40 cm głęb.	VI–VIII	koszyczek	ciemno- żółta
<i>Eupatorium cannabinum</i> sadziec konopiasty	70–170 ?	system korzeniowy	VII–IX	gęste baldachogrono	brudno- różowa
<i>Epilobium palustre</i> wierzbowica błotna	50–70 ?	krótkie nitkowate kłącze, podziemne rozłogi	VII–VIII	kwiaty promieniste	liliowo- biała
<i>Lythrum salicaria</i> krwawnica pospolita	60–150 0–50	grube proste kłącze	VII–VIII	szczytowy okazały kłos	fioletowa, różowa
<i>Calla palustris</i> czernieć błotna	15–30 0–15	dł. kłączy do 1 m, korzeń do 60 cm	V–VIII	kolba dł. ok. 2 cm	biało- czerwona
<i>Menyanthes trifoliata</i> bobrek trójlistkowy	10–30 0–30	rozgałęzione walcowate kłącze	V–VII	grono	biała
<i>Caltha palustris</i> kaczyńiec błotny	20–30 0–15	silne, wielowierz- chołkowe kłącze	III–V	pojedyncze	żółta
<i>Lysimachia nummularia</i> tojeść rozesłana	5–10 0–15	zakorzenia się w węzłach	VI–IX	pojedyncze, pięcio- płatkowe	żółta
<i>Scirpus silvaticus</i> sitowie leśne	30–100 0–5	rozłogi	V–VII	rozrzutka	brązowa
<i>Typha angustifolia</i> pałka wąskolistna	120–250 0–30	grube, płożące się kłącze	VI–VIII	kolba	brunatna
<i>Juncus effusus</i> sit rozpierzchły	30–120 0–15	zbita kępa prze- rośnięta kłaczami	VI–VIII	rozrzutka	brunatna
<i>Iris pseudacorus</i> kosaciec żółty	60–90 0–20	grube, rozgałęzione kłącze	V–VII	okazałe, pojedyncze	żółta
<i>Acorus calamus</i> tatarak zwyczajny	50–100 0–15	członowane, żółte, rozgałęzione kłącze	V–VII	kolba	oliwkowa
<i>Sparganium ramosum</i> jeżogłówka gałęzista	30–120 30–60	rozłogi sięgające do 15 cm głęboko	VI–VIII	główka	zielona
<i>Glyceria aquatica</i> manna wodna	50–200 0–80	płożące kłącze, długie rozłogi	VI–VII	wiecha	jasno- brązowa
<i>Alisma plantago-aquatica</i> żabieniec babka wodna	20–100 10–30	bulwiaste, pionowe kłącze	VI–IX	piętrowy, 3–6 okółków	biało- różowa

Rozmnazanie		Występowanie			Zastosowanie – strefa				Ładunek zanieczyszczenia			Tolerancja na wysychanie
wegetatywne	generatywne	pojedyncze	skupienia	łany	skarpa	brzeg	woda płytka	toń wodna	mały	średni	duży	
5		6			7				8			9
?	+++	+	+		+	+			+	+	+	+++
?	+++		+		+	+			+	+	?	+++
+++	+	+	+		+	+			+	?		+++
+ ?	+++	+	+		+	+	+	+	+	+	?	++ ?
++	+	+	+	+		+	+		+	?		+ ?
++	+		+	+		+	+		+	?		?
++ ?	+	+				+	+		+	?		?
++	+++	+	+		+	+	+		+	+	+	?
+++	+	+	+		+	+	+		+	+	+	?
+++	+		+	+		+	+		+	+	+	?
+++	+	pojedyncze kępy			+	+	+		+	+	+	?
+++	+	+	+			+	+		+	+	?	+
+++	-		+	+		+	+		+	+	+	?
+++	+	+	+			+	+	+	+	+	?	+
+++	+++		+	+		+	+		+	+	+	+
+++	+++	+				+	+		+	+	?	?

cd. tabeli 2

Gatunek nazwa polska nazwa łacińska	Wysokość roślin, optymalna głębokość [cm]	Umocowanie w podłożu	Kwitnienie		
			typ kwiatostanu		
			okres	kwiat	barwa
1	2	3	4		
<i>Schoenoplectus lacustris</i> oczeret jeziorny	100–300 0–?	czołgające się kłącze	VI–VII	kłos	brunatna
<i>Butomus umbellatus</i> łączeń baldaszkowy	60–150 5–30	kłącze grub. 2 cm od dołu zakorzenione	VI–VIII	baldach pozorny	różowawa
<i>Sparganium simplex</i> jęzgotówka pojedyncza	20–80 0–30	rozłogi	VI–VIII	główka	zielona
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> zabiściek pływający	4–7 0–50	1 cm kłącze gęsto ulistnione, długie rozłogi	V–VIII	kwiaty na szypułkach	biała
<i>Nuphar-luteum</i> grązel żółty	20–200 0–250	długie, grube do 5 cm żółte kłącze	V–IX	pojedyncze okazale	żółta
<i>Sagittaria sagittifolia</i> strzałka wodna	50–100 15–30	krótkie kłącze, rozłogi z bulwkami	VI–VII	3 okółkowy	biała
<i>Veronica beccabunga</i> przetacznik bobowniczek	15–50 0–30	płożące się kłącze	V–VIII	luźne kłoso- kształtne	lazurowo- błękitna
<i>Potamogeton pectinatus</i> rdestnica grzebieniasta	15–300 0–300	kłącze rozgałęzione, cienkie (3 mm)	VI–VIII	niepozorne	brunatna
<i>Elodea canadensis</i> moczarka kanadyjska	10–300 10–300	cienkie, delikatne korzenie	nie kwitnie w Polsce		niebieska
<i>Myriophyllum verticillatum</i> wywłócznik okółkowy	10–250 0–300	u form lądowych proste kłącze	VI–IX	promieniste	biało- żółta
<i>Ceratophyllum demersum</i> rogatek sztywny	10–300 10–300	przekształ. białawe pędy "ryziody"	VII–IX	podwodne niepozorne pojedyncze	zielon- kawa
<i>Hottonia palustris</i> okrężnica bagienna	10–60 0–150	kłącze	V–VII	grono z 3–6 okółkami	biała lub różowawa
<i>Stratiotes aloides</i> osoka aloesowata	10–15 20–120	kłącze krótkie, bulwiaste, korzenie sznurowate	V–VIII	kwiatostan na tęgim głębiku	biała
<i>Utricularia vulgaris</i> pływacz zwyczajny	5–100 5–200	przekształcone pędy – chwytники	VI–VIII	pojedyncze okazale	żółta

Rozmnażanie		Występowanie			Zastosowanie – strefa				Ładunek zanieczyszczenia			Tolerancja na wysychanie
wegetatywne	generatywne	pojedyncze	skupienia	łany	skarpa	brzeg	woda płytka	toń wodna	mały	średni	duży	
5		6			7				8			9
++	+		+	+		+	+	+	+	+	+	+
+++	+	+	+			+	+		+	+	?	+
++	+		+	+		+	+	+	+	+	?	+
+++	+++		+	+		+	+	+	+	?		+
+++	+++		+	+			+	+	+	+	?	+
+++	+	+	+	+		+	+	+	+	+	?	+
+++	+	+	+			+	+		+	+	?	?
+++	+		+	+			+	+	+	+	+	+
+++	-		+	+			+	+	+	+	+	+
+++	+++		+	+			+	+	+	+	+	+
+++	+++		+	+			+	+	+	+	+	+
+++	+		+	+		+	+	+	+	?		+
+++	+++		+	+			+	+	+	?		+
+++	+++		+	+			+	+	+	+	?	+

Literatura

- BIAŁKIEWICZ F. 1992: *Oczyszczanie i wykorzystanie ścieków w glebie pod plantacjami drzew*. Mat. konf. "Gospodarowanie wodą w krajobrazie rolniczym jako element zrównoważonego rozwoju" SGGW, Warszawa.
- DVKYJOVA D. 1992: *Odber minerlnich živin v pobrežnih rakosinach*. Učelove kultivace vodnich a mokradnich rastlin. Trebon, Botanicky ustav ČSAV, Ekologie rostlin. 58–66.
- GELLER G. 1994: *Roślinne oczyszczalnie ścieków typu "filtry gruntowo-roślinne" do oczyszczania wód*. Seminarium robocze z zakresu ekologii inżynierijnej Cedzyna/Górnio VI.1994 "Oczyszczanie ścieków na filtrach gruntowo-roślinnych. Możliwości uzdatniania ścieków deszczówki i osadów ściekowych w terenie wiejskim" Fundacja wspomagająca zaopatrzenie wsi w wodę – Water Supply Fundation, Centre of applied ecology, Schattweid CH-6114 Steinhuserberg; 2–28.
- HOFMANN K. 1994: *Zachowanie wzrostowe trzciny w ekstremalnych warunkach środowiskowych*. Internationalen Arbeitsangung Universität Konstanz 5 IV 1992 "Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung".
- HUSAK Š. 1992: *Druhy rostlin vhodné pro vegetační čistírny*. Učelove kultivace vodnich a mokradnich rostlin. Trebon, Botanicky ustav ČSAV, Ekologie rostlin; 75–79.
- KALISZ L., J. SAŁBUT 1993: *Wykorzystanie makrofytów do oczyszczania ścieków*. Ochr. Środ. i Zasobów Natur. 5 Inst. Ochr. Środowiska, Warszawa; 37–47.
- KOWALIK P. 1990: *Techniczne możliwości wykorzystania wierzb dla potrzeb energetycznych*. W: Białkiewicz S: Nasze drzewa leśne. PWN, Poznań; 365–367.
- KOWALIK P. 1993: *Zasady oczyszczania ścieków na podtopionych złożach trzcinowych*. Zesz. Probl. PZITS Tech. Sanit. Wsi 672; 82–96.
- KOWALIK P., OBARSKA-PEMPKOWIAK H. 1994: *Zasady pracy małych hydrobotanicznych oczyszczalni ścieków*. Mat. Inf. IMUZ Falenty 28; 62 ss.
- KRAWIEC J. 1992: *Oczyszczalnie biologiczne*. Aura 12; 15–16.
- KUCZEWSKI K., J. PALUCH 1993: *Rowy jako odbiorniki wód zanieczyszczonych*. Zesz. Probl. PZITS 672, Technika Sanitarna Wsi; 104–115.
- LAPPO L. 1976: *Living filter periks up regional system*. Water and Wastes Engineering XIII, 6; 18–44.
- OBARSKA-PEMPKOWIAK H. 1992: *Oczyszczanie ścieków metodą hydrobotaniczną z wykorzystaniem filtrów gruntowych i stawów ściekowych*. Zesz. Nauk. P. Gd. Budownictwo Wodne 38; 95 ss.
- OZIMEK T. 1991: *Makrofity jako filtry biologiczne w procesie oczyszczania ścieków*. Wiad. Ekol. 37, 4; 271–281.
- PACHUTA K. 1994: *Rejestracja flory naczyniowej i warunków siedliskowych wylewisk ścieków województwa warszawskiego* (nie publ., Sprawozdanie – Grant KBN 5S 308030 07).
- PERTTU K. L. 1994: *Filtry roślinne – połączenie produkcji energii oraz detoksykacji ścieków*. Aura 2/93.
- SAGA P., T. DOSTAL 1991: *Evropske smernice pro navrhovani a provoz korenovych čistiren*. W: mat. konfer. "Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control", Univ. Cambridge, UK; 25 ss.
- SEIDEL K. 1971: *Macrophytes as functional elements in the environment of men*. Hydrobiologia. 12; 121–130.
- SIKORSKI M., K. BORYS 1993: *Efektywność działania i wpływ na środowisko oczyszczalni ścieków typu "Lemna"*. Mel. Rol. Biul. Informacyjny 3/4; 26–32.
- SZYMAŃSKA H. 1994: *Poprawa funkcjonowania małych zbiorników retencyjnych za pomocą makrofytów*. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu 246; 175–178.
- SIMÍČEK V. 1992: *Vrby pri upravach vodnich toku a ekologické obnove krajiny*. Vyd. Min. Zemelství ČR, Praha 142 ss.
- STROS P. 1991: *Príroda blízkeho spôsobu čisterní odpadních vod*. Praha "Renatur"; 52 ss.
- WOJARSKA I. 1992: *Przegląd krajowych i zagranicznych rozwiązań zastosowania roślin w procesie technologii oczyszczania ścieków*. W: Sikorski M., I. Wojarska, K. Pachuta – Doskonalenie technologii i metod oczyszczania ścieków wiejskich z wykorzystaniem roślinności – sprawozd. z tematu badań. VI.4/SW/4 IMUZ, Falenty; 1–37.
- WOJARSKA I., K. PACHUTA 1992: *Określenie roślinności występującej na stawie ściekowym, stawach hodowlanych i w otoczeniu silosów oraz wytypowanie gatunków najbardziej przydatnych do badań nad wykorzystaniem roślinności w procesie oczyszczania ścieków*. W: Opracowanie technologii i metod oczyszczania ścieków z wykorzystaniem roślinności – sprawozdanie z realizacji prac badawczych. IMUZ, Falenty; 1–4.
- WOJARSKA I., M. SIKORSKI, A. ZDANOWICZ, K. PACHUTA 1993: *Badanie możliwości i sposobów wykorzystania hydrofitów w miejskich oczyszczalniach ścieków typu hydroponicznego*. Sprawozd. z tematu badawczego S-11/4.6./SW IMUZ, Falenty; 1–9.

Firmy specjalizujące się w roślinnych oczyszczalniach ścieków:

- (1) "EKMA" – projektowanie ekologiczne. Gąsiorowski i sp., 04-154 Warszawa, ul. Kawcza 50a, tel/fax 610 22 37, 610 36 68.
- (2) "FinSkoj Ltd" – Zakł. Gosp. Wodno-Ściekowej Grupy Rynkowej, 80-286 Gdańsk, Jaśkowa Dolina 59, tel/fax 0-58 47 67 71, 21 98 73.
- (3) "Biuro Inżynierii Wodnej i Ochrony Środowiska M.I. Gajda" – 80-858 Gdańsk, ul. Wałowa 19, tel/fax 0-58 31 33 05, tlx 51 23 93.

- (4) "Atopol Ltd" – 70-502 Szczecin, Wały Chrobrego 4, p. 238, tel/fax 39654, tel. 303711
- (5) "Ekotest" – Przedsiębiorstwo Innowacyjne, 70-192 Toruń, ul. Gen. Hallera 23, tel. (856) 22 371, 20 586, tlx 555 150, fax (856) 26 636.
- (6) "Hydro" – Przedsiębiorstwo Projektowo-Usługowo-Produkcyjno-Handlowe, 25-318 Kielce, ul. A. Czerwonej 106, tel/fax 0-11 285 50, 41 011 w. 262.

Summary

Possibilities of wastewater purification using hydrophytes. Plant purification stations base on following plant species: common reed, lemna and

willow. If other species are present then self – acting imigration from natural community took place. The share of such plants is minimal then. When the share of other plants is bigger those plant species consist the remnant of rich natural plant communities, destroyed by severage flood. There are no indications for plant material gethering and its introduction to purification stations areas.

Author's address:

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

Kompleksowe wykorzystanie materiałów fotogrametrycznych w przedsięwzięciach wodnomelioracyjnych

Wprowadzenie

Prace melioracyjne na wszystkich swoich etapach, od studiów przedprojektowych począwszy, przez projekt techniczny, realizację tego projektu w terenie, inwentaryzację powykonawczą, na pomelioracyjnym zagospodarowaniu terenu i obserwacji skutków melioracji kończąc, wymagają wielu informacji o terenie i zjawiskach w nim zachodzących. Informacje te uzyskuje się w dalszym ciągu głównie z istniejących map topograficznych i tematycznych, z map wykonywanych specjalnie dla meliorowanego obiektu oraz z bezpośrednich badań terenowych.

Jakość i aktualność otrzymywanych informacji nie jest jednorodna dla różnych składników całego zbioru informacji. Zależy ona głównie od wartości kartometrycznej i aktualności istniejących map oraz innych materiałów źródłowych. W wielu przypadkach materiały źródłowe przedstawiają stan zarejestrowany kilkanaście lat wcześniej. Takie zbieranie informacji o terenie daje w efekcie produkt trudny do wykorzystania w wielowariantowej analizie rozwiązań projektowych lub analizie przewidywań zachowania się obiektu po przeprowadzeniu melioracji.

Znaczne usprawnienie procesu uzyskiwania informacji o terenie uzyskuje się przez zastosowanie do tego celu materiałów fotogrametrycznych aktualnych i archiwalnych.

Proponowane wykorzystanie materiałów fotogrametrycznych

Stosowany na mapach topograficznych i mapach sytuacyjno-wysokościowych rysunek kreskowy nie jest w stanie w pełni odtworzyć teren z uwagi na wprowadzaną generalizację, zastosowanie znaków umownych, przedstawienie rzeźby terenu w postaci warstwic o różnym skoku warstwicowym itp. Wymienione mapy kreskowe są w większości wykonane metodami fotogrametrycznymi ze zdjęć lotniczych. Zdjęcia te zalegają potem archiwa i nie są wykorzystywane.

Ze zdjęć lotniczych można otrzymać różne materiały fotogrametryczne:

- odbitki zdjęć lotniczych w postaci diapozytywów,
- odbitki stykowe zdjęć lotniczych na papierze fotograficznym,
- powiększenia fotograficzne zdjęć lotniczych na papierze fotograficznym lub materiale przezroczystym,
- fotoszkice, fotoszkice ulepszone,
- fotomapy, ortofotomapy,
- kombinacje reprodukcji obrazu fotograficznego fotomap (ortofotomap) z rysunkiem kreskowym mapy zasadniczej (ewidencyjnej, wysokościowej, glebowo-rolniczej itp.).

Materiały fotogrametryczne można z powodzeniem wykorzystywać na różnych etapach planowania i projektowania przed-

siewięć melioracyjnych. Są to materiały uzupełniające mapy kreskowe lub całkowicie je zastępujące (tab. 1).

Najwartościowszym materiałem fotogrametrycznym do prowadzenia szczegółowej fotointerpretacji jest odbitka diapozytywowa. Projektant prowadzi fotointerpretację obserwując zdjęcia stereoskopowo za pomocą prostych przyrządów fotogrametrycznych (stereoskop, interpretoskop) lub obserwując model przestrzenny zbudowany w autografie. W pierwszym przypadku wyniki interpretacji przedstawia się graficznie na powiększeniach zdjęć lotniczych, fotoszkicach i fotoszkicach ulepszonych.

W drugim przypadku wyniki interpretacji można bezpośrednio wykreślać w sposób kartometryczny na mapach kreskowych lub fotograficznych za pomocą koordynatografu sprzężonego z autografem. Dodatkowo można wyznaczać i rejestrować współrzędne charakterystycznych punktów, np. na interesującym projektanta profilu lub nawet bezpośrednio projektować na modelu (Orłowski 1985).

Wyniki analizy przydatności zdjęć lotniczych do uzyskiwania informacji o terminie koniecznych do prawidłowego projektowania wodnomelioracyjnego przedstawiono w tabeli 2.

TABELA 1. Przeznaczenie materiałów fotogrametrycznych

Materiał fotogrametryczny	Ważniejsze przeznaczenie
Odbitki zdjęć lotniczych w postaci diapozytywów	• aktualizacja map • fotointerpretacja szczegółowa • budowa modelu przestrzennego w autografie; możliwość bezpośredniego projektowania na modelu
Odbitki stykowe zdjęć lotniczych na papierze fotograficznym	• stereoskopowe oglądanie zdjęć • fotointerpretacja • sporządzanie fotoszkiców • aktualizacja map
Powiększenia fotograficzne zdjęć lotniczych	• sporządzanie fotoszkiców • fotointerpretacja polowa • graficzne przedstawianie wyników fotointerpretacji • szkice polowe w pracach geodezyjnych
Fotoszkie, fotoszkie ulepszone	• graficzne przedstawianie wyników fotointerpretacji • materiał podkładowy o przybliżonej kartometryczności dla prac studialnych
Fotomapy terenu płaskiego: • obraz fotograficzny • kompilacja obrazu fotograficznego z rysunkiem kreskowym	• pierworisy map kreskowych • fotograficzny podkład mapowy dla projektu technicznego • fotograficzny podkład mapowy dla prac studialnych i opracowań specjalistycznych
Uwaga: materiał kartometryczny	
Ortofotomapy: • obraz fotograficzny • reprodukcja obrazu fotograficznego z rysunkiem kreskowym • obraz fotograficzny z oddzielnym rysunkiem kreskowym na przezroczystych nakładkach tematycznych	• fotograficzny podkład mapowy dla projektu technicznego • fotograficzny podkład mapowy dla prac studialnych i opracowań specjalistycznych • kartometryczna mapa fotograficzna
Uwaga: materiał kartometryczny	

TABELA 2. Informacje przydatne w projektowaniu wodnomelioracyjnym, uzyskiwane w wyniku interpretacji zdjęć lotniczych

Grupa tematyczna	Informacje uzyskiwane ze zdjęć lotniczych	Stopień przydatności zdjęć lotniczych	
		melioracje użytków rolnych	regulacja i obwałowanie rzek
Rzeźba terenu	• linie grzbietowe i ściekowe • kierunki i wielkości spadków terenu • zagłębienia bezodpływowe • skarpy, uskoki, wąwozy • zagrożenie erozją • ekspozycje terenu	duży duży duży duży średni mały	duży duży średni mały duży
Gleby i ich przydatność rolnicza	• elementy uzupełniające mapy glebowo-rolnicze • charakterystyka gleb pod kątem potrzeby i stopnia pilności uregulowania stosunków wodno-powietrznych	średni duży	mały mały
Władanie i użytkowanie gruntów	• granice władania • rodzaj użytków z podziałem na użytki leżące w dolinie i poza doliną w granicach zlewni • uwilgotnienie użytków rolnych • warunki eksploatacji i pielęgnacji wybranych użytków rolnych • grunty do rekultywacji • zadrzewienia śródpolne	mały duży średni mały średni średni	mały średni średni
Hydrografia	• źródłiska i wysięki • wodocieki i wodozbiory • tereny zalewowe i podmokłe • zaopatrzenie ludności w wodę • stawy i stan ich zagospodarowania • poziom wód gruntowych	średni duży duży mały średni średni	mały duży duży mały mały średni
Melioracje użytków rolnych	• tereny zmeliorowane • rodzaj melioracji • stan sieci i urządzeń melioracyjnych • potrzeby melioracji • podział na zlewnie cząstkowe • zagospodarowanie pomelioracyjne	duży mały średni średni średni średni	mały mały mały średni średni
Regulacja i obwałowanie rzek	• ocena stanów brzegów • zakrzaczenia, zadrzewienia brzegów i skarpy • zamulenie, zarastanie koryta • lokalne przewężenia i rozlewiska • zjawiska lodowe • mosty, przepusty, jazy • potrzeba regulacji	mały mały	duży duży mały duży mały mały duży
Komunikacja, osadnictwo i uzbrojenie terenu	• drogi rolnicze i stan ich nawierzchni • okresowe zmiany w przebiegu dróg gruntowych • tereny osiedlowe • linie energetyczne • ujęcia wody • zrzuty ścieków	średni mały mały mały mały mały	średni mały średni

Projekty techniczne melioracji wykonuje się na odbitkach wielkoskalowych map sytuacyjno-wysokościowych, na których treść podana jest w formie kreskowej. Znacznie lepszym rozwiązaniem jest połączenie treści kreskowej mapy z treścią fotograficzną, stosowane w różnych wariantach map fotograficznych (fotomapa, ortofotomapa). Najkorzystniejszym wariantem jest mapa fotograficzna z niezbędną do projektowania melioracyjnego treścią kreskową, skopiowaną w kolorze czarnym (Hałkowski 1986). W miejscach wymagających badań szczegółowych trzeba wykonać interpretację wybranych stereogramów zdjęć lotniczych (aktualnych i archiwalnych). Można również wybrane zdjęcia lotnicze powiększyć do skali używanej mapy fotograficznej i tworzyć z nią stereopary. Materiały fotogrametryczne powinny być również wykorzystywane w czasie realizacji inwestycji długoterminowych (rejestracja kolejnych stadiów realizacji poszczególnych zadań) oraz bezpośrednio po zakończeniu przedsięwzięcia (inventaryzacja po wykonawcza zrealizowanych obiektów).

W trakcie wieloletniej eksploatacji obiektów melioracyjnych można sukcesywnie gromadzić odbitki stykowe zdjęć lotniczych, wykonywanych cyklicznie na terenie kraju dla celów aktualizacji map topograficznych ("naloty" wykonywane są w skalach od 1:12 tys. do 1:25 tys.). Powyższe odbitki stykowe, wybrane odbitki diapozytywowe i powiększenia zdjęć lotniczych będą przydatne do stałego kontrolowania stanu urządzeń wodnomelioracyjnych i badania działania systemu melioracyjnego. Po wielu latach zbierane w ten sposób materiały fotogrametryczne, już jako archiwalne, wraz z najświeższymi zdjęciami lotniczymi, będą stanowiły komplet wyjściowych materiałów fotogrametrycznych do przeprowadzania ponownych studiów przedmelioracyjnych.

Badania

Przedstawione propozycje wykorzystania materiałów fotogrametrycznych na wszystkich etapach przedsięwzięć wodnomelioracyjnych zastosowano na obiekcie doświadczalnym, który stanowił fragment doliny Górnej Narwi na odcinku od wsi Góra do miejscowości Złotoria. W latach 1975–1981 przeprowadzono tam regulację rzeki, meliorację doliny i jej pomelioracyjne zagospodarowanie (rekultywację techniczną, rekultywację biologiczną, budowę dróg rolniczych).

Do badań wykorzystano:

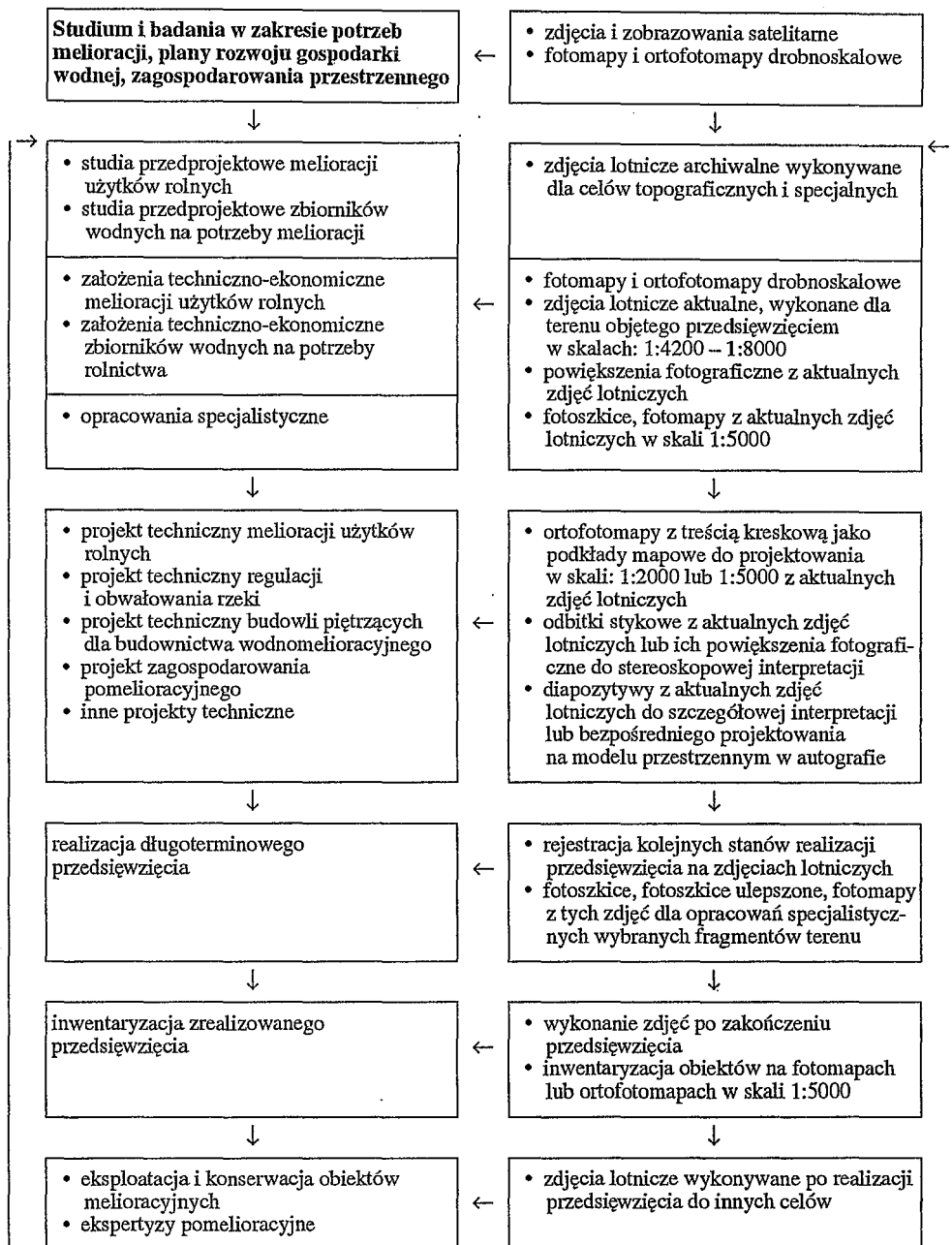
- zdjęcia lotnicze archiwalne i aktualne, wykonane dla celów topograficznych i specjalnych w skalach 1:5 tys. – 1:25 tys.,
- odbitki stykowe, powiększenia fotograficzne, fotomapy, ortofotomapy,
- mapy topograficzne, mapy gleb hydrogenicznych, mapy prognostycznych kompleksów wilgotnościowo-glebowych,
- projekt melioracji wybranego odcinka doliny Narwi,
- projekt regulacji Narwi.

Powyższe materiały stanowiły źródło informacji o terenie, umożliwiające wykonanie metodami fotogrametryczno-fotointerpretacyjnymi wybranych opracowań szczegółowych (Hałkowski 1986).

Wykonano m.in.:

- analizę zmian linii brzegowych rzeki, spowodowanych czynnikami naturalnymi i antropogenicznymi,
- analizę stanu brzegów rzeki,
- analizę stanu zagospodarowania meliorowanego odcinka doliny rzeki.

Opracowania te wchodzą w zakres studiów przedprojektowych i opracowań specjalistycznych, są wymagane lub zalecane na etapie prac projektowych, realizacji przedsięwzięć długoterminowych i eksploatacji obiektów melioracyjnych.



RYSUNEK. Kompleksowe wykorzystanie materiałów fotogrametrycznych w przedsięwzięciach wodnomelioracyjnych

Wynikiem przeprowadzonych analiz i badań jest koncepcja kompleksowego wykorzystania materiałów fotogrametrycznych w planowaniu, projektowaniu, realizacji i eksploatacji obiektów wodnomelioracyjnych. Koncepcję tę przedstawiono na schemacie (rys.)

Wnioski

1. W procesie przygotowania dokumentacji inwestycyjnej przedsięwzięć wodnomelioracyjnych w niewielkim stopniu wykorzystuje się materiały fotogrametryczne.

2. Zjęcia lotnicze, ich powiększenia, fotoszkie ulepszone i fotomapy powinny stać się źródłem informacji o badanym terenie dla studiów przedmelioracyjnych, studiów pomelioracyjnych oraz dla opracowań specjalistycznych.

3. Ortofotomapy w skalach 1:2000 lub 1:5000 ze skopiowaną treścią kreskową niezbędną dla projektanta są kartometrycznymi podkładami mapowymi o wysokich walorach użytkowych.

4. Koncepcja kompleksowego wykorzystania aktualnych i archiwalnych materiałów fotogrametrycznych w przedsięwzięciach wodnomelioracyjnych zapewnia możliwość ciągłego uzyskiwania informacji o terenie, przydatnych na wszystkich etapach tych przedsięwzięć.

Literatura

- GÓRNIAK W. 1965: *Wykorzystanie zdjęć fotogrametrycznych w pracach wodnych i melioracyjnych*. Gospodarka Wodna nr 5.
- GRZYB S., JURCZUK S., OŚWIT J. 1980: *Analiza i ocena wyników melioracji i zagospodarowania użytków zielonych w dolinie Górnej Narwi*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. nr 234.

HAŁKOWSKI J. 1986a: *The use of orthophotomap in land reclamation*. Ann. of Warsaw Agricultural University. Land Reclam., nr 23.

HAŁKOWSKI J. 1986b: *Ocena przydatności zdjęć lotniczych do badania wybranych zmian fizjograficznych meliorowanych dolin rzek nizinnych*. Praca doktorska (maszynopis).

ILNICKI P. 1975: *Interpretacja zdjęć lotniczych sposobem unowocześnienia prac projektowych*. Wiad. Mel. i Łąk. nr 4.

OBRĄCZKA R. 1970: *Prowadzenie ekspertyz przedmelioracyjnych w erodowanych zlewniach przy użyciu zdjęć lotniczych i fotomap*. Fotointerpr. w Geografii nr 8.

ORŁOWSKI P. 1985: *Analiza możliwości wykorzystania modelu stereoskopowego terenu w projektowaniu sieci wodnomelioracyjnej*. Praca doktorska (maszynopis).

Summary

The complex usage of photogrammetric materials in land reclamation undertakings. Land reclamation works require much actual information on the terrain and phenomena happening in it. The information is still obtained from the existing topographic maps, line drawing special-purpose maps and direct terrain studies.

The considerable improvement of the process of obtaining information on the terrain can be achieved through the usage of different photogrammetric materials (actual and archive). On the grounds of the analyses and studies there has been presented the conception of the complex usage of photogrammetric materials in planning, designing, the realization and exploitation of land reclamation objects. There has been determined the degree of the usefulness of aerial photographs to obtain information necessary for the designer.

Author's address:

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

Badania zabudowy gospodarstw rolnych w wybranych gminach województwa ciechanowskiego

Wstęp

Racjonalizacja produkcji żywności pociąga za sobą konieczność restrukturyzacji rolnictwa. Małe, nieefektywne gospodarstwa muszą ulegać stopniowej likwidacji na rzecz dużych, farmerskich gospodarstw. Powiększanie gospodarstw musi być sprzężone z przebudową obiektów kubaturowych produkcyjnych i pomocniczych w obrębie gospodarstwa.

Zmiana sposobów i zakresu gospodarowania w rolnictwie indywidualnym pociąga za sobą również konieczność stosowania w szerszym zakresie sprzętu rolniczego, a zatem konieczność przewidywania w gospodarstwie obiektów do jego przechowywania. Zmieniają się również zasady i technologie przechowywania płodów rolnych i pasz, co wymaga również wznoszenia specjalistycznych budynków i obiektów.

Działka siedliskowa w gospodarstwie rolnym musi być współcześnie traktowana jako integralny zespół funkcjonalny. Doświadczenia rozwoju zabudowy wsi wskazują na odmienne kształtowanie się dotychczasowej zabudowy. Wsie tworzące się w formie przydrożnej zabudowy, wymiarowane na potrzeby lat minionych nie odpowiadają współczesnym potrzebom funkcjonalnym, a ich powierzchnia nie pozwala najczęściej na rozbudowę bez zniszczenia struktury istniejącej.

Podjęte badania mają na celu określenie aktualnego stanu zabudowy wsi na przykła-

dzie wybranych gmin województwa ciechanowskiego, ustalenie możliwości wprowadzenia nowych form i funkcji zabudowy oraz powierzchni działek siedliskowych w dostosowaniu do zmieniających się form i skali produkcji rolniczej.

Metoda i materiały

Badaniami objęto 160 gospodarstw indywidualnych w gminach Baboszewo, Joniec, Naruszewo i Załuski. Są to typowo rolnicze gminy z drobnym przemysłem przetwórstwa płodów rolnych. Gospodarstwa wytypowano do badań losowo. Są to gospodarstwa o wielokierunkowej produkcji polowej i zwierzęcej. Powierzchnia gruntów rolnych w badanych gospodarstwach waha się 5–20 ha.

Badania przeprowadzono na podstawie inwentaryzacji własnej zabudowy siedlisk (73 gospodarstwa) i analizy planów realizacyjnych zagospodarowania działek siedliskowych, załączników do pozwolenia na budowę, znajdujących się w archiwum Wydziału Architektury i Nadzoru Budowlanego Urzędu Rejonowego w Płońsku (87 gospodarstw). Badania dotyczyły powierzchni gospodarstw, powierzchni działek budowlanych (siedlisk), rodzaju i sposobu zabudowy siedliska oraz możliwości powiększenia siedliska. Badania własne przeprowadzono w latach 1993–94. Dla porównywalności materiału badawczego przyjęto do analizy plany realizacyjne i dane o go-

spodarstwach z pozwoleń na budowę wydanych przez Urząd Rejonowy w Płońsku w latach 1993–94.

Wyniki badań

Uzyskane wyniki badań (tab.) umożliwiły wyodrębnienie czterech typów zabudowy siedlisk (rys.) z punktu widzenia układu funkcjonalno-przestrzennego obiektów budowlanych. Układ dośrodkowy (rys. a) reprezentowany przez 41% badanych siedlisk, charakteryzuje się dużą działką z luźną zabudową kubaturową i możliwością zabudowy dodatkowej (aczkolwiek w niewielkim stopniu).

Układ liniowy (33% badanych siedlisk) charakteryzuje się zwartą zabudową (budynki zespolone liniowo w kolejności technologicznej), małą działką bez możliwości

usytuowania na niej dodatkowych obiektów kubaturowych.

Układ liniowy luźny (24% badanych obiektów) charakteryzuje się średniej wielkości działką budowlaną oraz możliwością częściowej dobudowy nowych obiektów bądź powiększeniem istniejących.

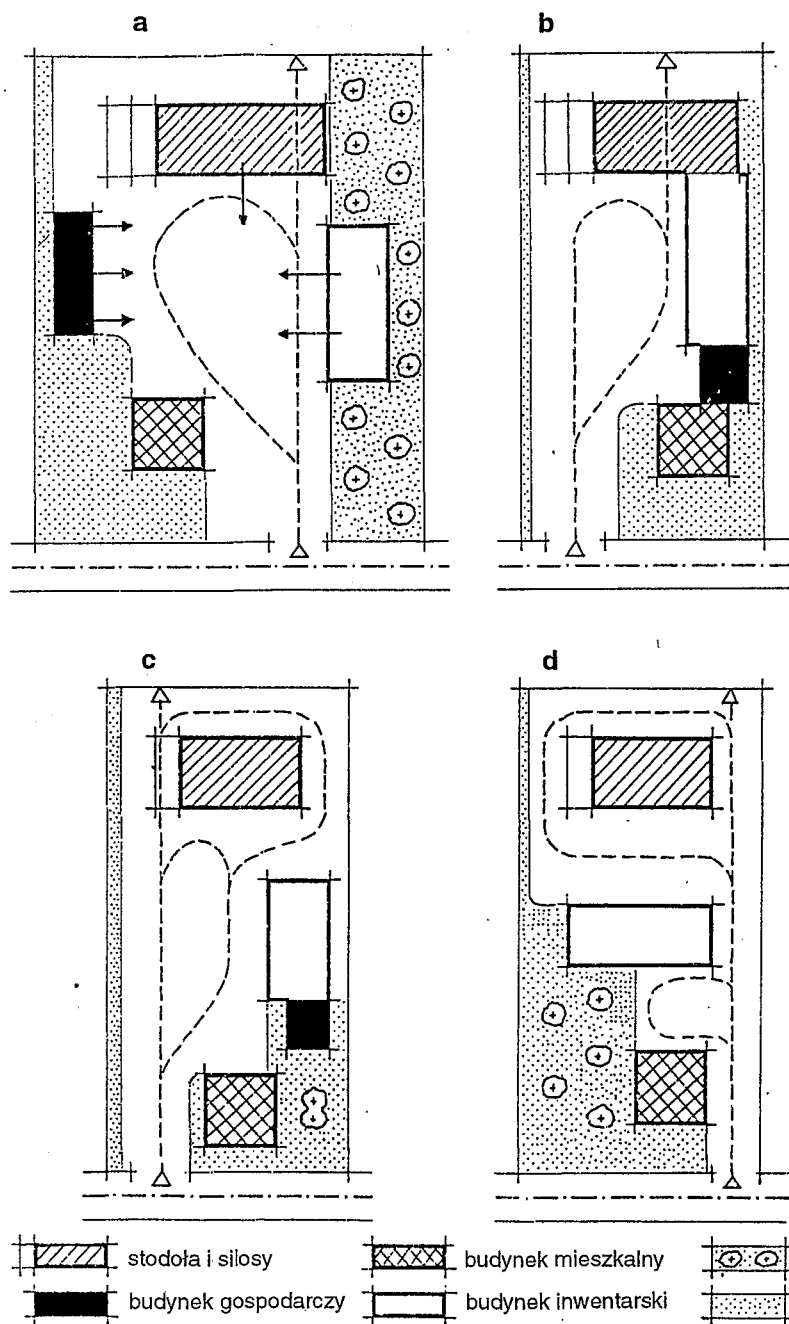
Układ pasmowy (2% badanych obiektów) charakteryzuje się średnią powierzchnią siedliska, luźnym poprzecznym układem budynków gospodarczych i brakiem możliwości rozbudowy (w ramach istniejącej działki).

Powierzchnia badanych siedlisk jest zróżnicowana i waha się 1000 m² – 3500 m², z czego zdecydowanie większe działki charakteryzuje typ zabudowy dośrodkowej.

Przeanalizowano również możliwość powiększenia działki siedliskowej. Może to

TABELA. Charakterystyka siedlisk w badanych gospodarstwach

Gmina	Liczba gospodarstw		Powierzchnie działki siedliskowej	Liczba siedlisk z możliwością powiększenia	Powierzchnia gospodarstw	
	ogółem	typ zabudowy	[m ²]		[ha]	
Baboszewo	43	a	26	1100–3500	11	7–20
		b	14	1100–1600	6	5–18
		c	2	1400–2600	0	7–11
		d	1	1580	0	11
Joniec	27	a	8	1250–2600	5	5–20
		b	16	1100–2100	4	6–20
		c	3	1500–2300	1	8
		d	—	—	—	—
Naruszewo	39	a	14	2600–3500	8	12–20
		b	9	1000–1700	3	5–12
		c	16	1400–2500	4	7–18
		d	—	—	—	—
Załuski	51	a	18	1400–3000	7	5–17
		b	13	1200–2100	5	5–20
		c	18	1400–2700	2	5–20
		d	2	1450–1900	0	8–11



RYСУNEK. Schematy funkcjonalne siedlisk w badanych gospodarstwach: a – układ dośrodkowy, b – układ liniowy, c – układ liniowy luźny, d – układ pasmowy

mieć miejsce, gdy siedlisko przynajmniej jednym bokiem przylega do własnych gruntów uprawnych. Spośród badanych gospodarstw 35% ma możliwość powiększenia działki, z czego 19% to gospodarstwa o zabudowie w układzie dośrodkowym.

Istniejąca zabudowa w badanych gospodarstwach to głównie budynki mieszkalne, budynki inwentarskie, stodoły, budynki ogólnogospodarcze (w tym garaże na samochody osobowe i ciągniki) oraz niekiedy silosy na kisonki. W badanych gospodarstwach brak jest pomieszczeń na maszyny rolnicze. Przechowywane są one na klepiskach stodół bądź też bezpośrednio na podwórzu. W nielicznych przypadkach stwierdzono tymczasowe zadaszenia na sprzęt i maszyny.

Przeobrażenia gospodarstw zarówno obszarowe jak i form i kierunku produkcji będą wymagały dodatkowego realizowania obiektów kubaturowych, co w większości gospodarstw badanych nie ma możliwości jej powiększenia. Niezbędne wydaje się przenoszenie sukcesywne siedlisk na nowe tereny poza dotychczasową zabudowę, jak również łączenie siedlisk działek i ich całkowita przebudowa.

Wnioski

1. Przeważająca część badanych gospodarstw (59%) posiada siedliska nieprzystosowane do obsługi powiększającego się areалу gruntów uprawnych.

2. Możliwość powiększenia siedliska posiada 31% badanych gospodarstw.

3. Przebudowa gospodarstw przy powiększaniu areалу gruntów uprawnych po-

winna następować przez zmianę siedliska (przebudowa wsi) bądź przez łączenie siedlisk sąsiednich.

Literatura

- LENARD J., PISARSKI M., KOTARSKA M. 1987: *Modele modernizacji zabudowy w gospodarstwach indywidualnych ukierunkowanych na produkcję mleka*. IBMER, Warszawa.
- LENARD J., PISARSKI M., KUCHARUK Z. 1988: *Budownictwo mieszkaniowe w indywidualnych gospodarstwach rolnych*. Sposób inwestowania i warunki lokalizacji. IWP, Warszawa, Prace i materiały z. 132.
- SZEMBERG A. 1984: *Struktura agrarna polskiego rolnictwa*. Struktura i ekonomika polskiego rolnictwa. Wszechnica PAN. *Problemy naukowe współczesności*. Ossolineum Wrocław-Warszawa-Kraków-Łódź-Gdańsk.
- SZEMBERG A. 1988: *Kierunki zmian strukturalnych w rolnictwie w perspektywie do 2000 roku*. Konferencja Naukowa RPBR 21. Przemiany strukturalne rolnictwa, Wrocław.

Summary

Investigation of buildings of farmstead in selection part of Ciechanów province. The paper presents results of research buildings of farmstead in 4 part of Ciechanów province.

It was define range and kinds buildings, possibility of development and expansion of surface of graduation.

It was define 4 type's of buildings: centripetal, linear, dispersed and ribbon.

It was define possibility of development of farmstead and reconstruction of village.

Author's address:

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