Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Konferencja naukowa

Problemy kształtowania środowiska obszarów wiejskich

Sesja I: ***Przyrodnicze problemy kształtowania środowiska***

50 - LECIE WYDZIAŁU

Zeszyt 10

Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Zeszyt 10 Warszawa 1996

Spis treści

Od Redakcji 4

FIZJOGRAFICZNE I EKOLOGICZNE ASPEKTY KSZTAŁTOWANIA ŚRODOWISKA

P. ILNICKI: Metodyka waloryzacji użytków ekologicznych w krajobrazie rolniczym Wielkopolski
Method of ecological grounds evaluation in the agricultural landscape 5

M. KISTOWSKI, M. REKOWSKA, B. STEFANIAK: Metoda oceny wpływu antropopresji na środowisko przyrodnicze stref podmiejskich w krajobrazie młodoglacjalnym (na przykładzie okolic Ełku)
Method for evaluation of environmental anthropisation (case study area – suburban zone of the Ełk city). 13

R. KOCHANOWSKA, S. BOROWIEC, L. WOŁEJKO: Różnorodność śródpolnych użytków ekologicznych na Pomorzu Szczecińskim
Diversity of the mid-field ecological grounds in Szczecin Pomerania 25

L. KUCHARSKI: Przyrodnicze znaczenie zagłębień bezodpływowych w rolniczym krajobrazie Pojezierza Kujawskiego
Importance of outflowless depressions occurring in the agricultural landscape of the Kujawy Lakeland for natural environment. 33

K. NYC, Sz. KAMIONKA: Rola stawów rybnych w kształtowaniu warunków środowiskowych obszarów wiejskich
The fish ponds effect on forming of environmental conditions in rural areas 39

Z. KURIATA: Przeobrażenia funkcjonalno-przestrzenne dużych gospodarstw rolnych w świetle wymagań ekologicznych
Functional and spacial transformations of big farms in the aspect of ecological requirements. 49

Z. BORCZ, T. MALCZYK: Rola zieleni komunalnej w kształtowaniu środowiska wsi
The role of municipal verdure in the formation of the village environment. 57

A. PAWŁAT: Rekreacyjne zagospodarowanie parków krajobrazowych przyległych do terenów osadniczych
Landscape parks recreational management in the suburban zones. 63

A. OVTCHAROVA: Ecological evaluation of the irrigation in some agricultural areas of Bulgaria. 73

A. GAŁKA, B. JANOWSKI: Oddziaływanie melioracji na kształtowanie się składu florystycznego i produkcję biomasy w ekosystemach trawiastych doliny Czarnego Dunajca
Effect of drainage on the botanical composition and yield of the grassland sward Czarny Dunajec. 77
P. OGLĘDZKI, J. ŻELAZO: Badania faunistyczne w dolinie Narwi na odcinkach o zróżnicowanym stopniu przeobrażenia
Faunal abundance and differentiation of Narew river valley natural and man-made reaches. 85
ZANIECZYSZCZENIE WODY I GLEBY, ŚCIEKI, ODPADY
E. BIERNACKA, K. CZARNOWSKA: Wpływ zanieczyszczeń miejskich na właściwości fizyczno-chemiczne gleb łódzkiej aglomeracji miejskiej
Influence of urban pollution on physical and chemical soil features in the area of city Łódź. . . 97
E. BIERNACKA, H. OBARSKA-PEMPKOWIAK: Możliwość wykorzystania ekosystemu bagiennego do usuwania zanieczyszczeń
Possibilities of using wetlend to remove pollutions. 105
A. CIEPIELOWSKI, J. GŁAZ, E. WIENCŁAW: Oddziaływanie kawernowego podziemnego magazynu gazu "Mogilno" na środowisko leśne
The influence of underground cavity gas warehouse "Mogilno" on forest environment 115
F. CZYŻYK: Zanieczyszczenia wód powierzchniowych i gruntowych we wsi nie skanalizowanej
The investigation results of surface and ground waters contamination in the non-seweraged village. 125
K. GARBULEWSKI, E. WIENCŁAW: Analiza warunków zanieczyszczania podłoża z barierą hydrauliczną
Analysis of contamination conditions in subtrate with hydraulic barrier. 133
J. JEZNACH, J. LEWIŃSKI, E. PIERZGALSKI: Zabezpieczenie przed erozją wietrzną odpadów składowanych w zbiorniku Żelazny Most
Wind erosion control on the reservoir Żelazny Most. 145
J. KOC, H. GAWROŃSKA, Z. WRÓBEL: Wpływ składowania gnojowicy trzody chlewnej w lagunach na stan wód powierzchniowych i podziemnych
The influence of slurry storage in the ground reservoirs on the condition of surface and ground waters. 153
E. KODA, Z. KRZYWOSZ: Badania nad wykorzystaniem kompostu z odpadów miejskich do produkcji trawiastych mat kompostowo-geotekstylnych
Municipal waste compost utilisation for compost-geotextile lawns production 163
G. KURZAWSKI: Ocena wartości nawozowej kompostów z Radiowa
Fertilizer value of compost from Radiowo 175
J. KUTERA, S. HUS: Utylizacja i oczyszczanie ścieków na obszarach wiejskich
Utilisation and sewage treatment in rural areas 183
F. MACIAK: Wartość rolnicza odpadów (SO_2 i NO_x) z odsiarczania spalin kotłowych z EC Kawęczyn
The agricultural value of the waste (SO_2 and NO_x) from the gas at EPS Kawęczyn 195
F. MACIAK: Wpływ użytkowania łąkowego, polowego i leśnego gleb torfowych na stopień przeobrażenia w nich związków azotowych
The effect of grassland, arable and forest utilisation on the transformation the nitrogen compounds in peat soils. 207
K. PACHUTA: Możliwości zastosowania hydromakrofitów w procesie oczyszczania wody
Hydromacrophytes in water purification process 217
W. ROGIŃSKI, P. WICHOWSKI: Unieszkodliwianie odpadów wiejskich
Neutralizing of country waste 231

J. SIUTA: Rekultywacyjna (glebotwórcza) użyteczność osadów ściekowych
Reclamation (soil formation) usefulness of sewage sludge. 237
D. SZEJBA, J. SZEJBA: Rekultywacja skażonego produktami ropopochodnymi koryta rzeki na przykładzie rzeki Zielona Struga
Reclamation of river polluted by oil products in example of Zielona Struga river. 249
P. WOLSKI, E. MYJAK-SOKOŁOWSKA, A. WANKE, E. WIENCŁAW, D. GADOMSKA: Gospodarowanie wodami pościekowymi w Starej Miłośnie
Management of waste water after treatment in Stara Miłosna housing estate. 261
H. ZŁOTOSZEWSKA-NIEDZIAŁEK: Warunki geologiczno-morfologiczne w rejonie składowiska odpadów Boża Wola
Geological and morphological conditions of the waste landfill in Boża Wola. 271
ZAGADNIENIA AGROMETEOROLOGICZNE I KLIMATYCZNE W KSZTAŁTOWANIU ŚRODOWISKA
A. CIEPIELOWSKI: Trendy zmian okresowych zasobów wodnych i wybranych elementów klimatu
The trends in periodical changes of water resources and selected elements of climate. 283
J. GILBERT, D. GOWING, G. SPOOR, O. MOUNTFORD: Quantifying the hydrological requirements of plants as a tool for the water management of wet grassland. 295
P. LEBIEDZIŃSKI: Wpływ uwilgotnienia i nawożenia na wybrane elementy bilansu składników chemicznych łąk na glebach deluwialnej i torfowo-murszowej
Effect of moisture content and fertilization on nutrient balance of meadows on delluvial and peat-moorsh soils. 301
L. ŁABĘDZKI: Potrzeby wodne i redukcja plonu roślin przy ograniczonych zasobach wody do nawodnień
Crop water demand and yield reduction at limited irrigation water supply. 311
B. ŁYKOWSKI, T. ROZBICKI: Zależności między parowaniem z ewaporometru pan a warunkami meteorologicznymi
Relations between pan evaporation and meteorological conditions. 319
J. SASIK: Parowanie ze stawu rybnego w okolicach Milicza
Evaporation from a fish pond situated near Milicz 325
S. SMOLIK: Opis standardowego roku termicznego dla wybranej miejscowości
Description of a standard thermal year for a selected locality. 333
SYSTEMY INFORMACYJNE NA POTRZEBY KSZTAŁTOWANIA ŚRODOWISKA
W. BUCZEK, J. HAŁKOWSKI, P. ORŁOWSKI, T. POPLAWSKI: Wykorzystanie techniki GPS w pracach związanych z kształtowaniem i ochroną środowiska
Global Positioning System – new power in environmental studies. 347
I. GIRGIN, C. ÇELIK, R. SARSU: A land information system for land consolidation and management. 351
H. OLENDEREK, K. BĘDKOWSKI: Rola systemów informacji przestrzennej w kształtowaniu środowiska przestrzeni wiejskiej
The role of geografical information system in sharping the rural environment. 363
J. C. SACZUK: Informacja o możliwościach praktycznych zastosowań systemu GeoSET w zagadnieniach związanych z problematyką kształtowania środowiska obszarów wiejskich
Information of possibilities of employing GeoSET system in problems of country areas environment forming. 375

Od Redakcji

Zeszyt 10 Przeglądu Naukowego Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW zawiera prace zgłoszone na Konferencję Naukową nt. "Problemy kształtowania środowiska obszarów wiejskich", zorganizowaną z okazji obchodów Jubileuszu 50-lecia Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie. Konferencja odbyła się w dniach 20–22 czerwca 1996 r. w gmachu Wydziału przy ul. Nowoursynowskiej 166 w Warszawie. Zamieszczone w niniejszym zeszycie prace były referowane na Sesji I: "Przyrodnicze problemy kształtowania środowiska".

Foreword

Land Reclamation and Environmental Engineering Scientific Review of Warsaw Agricultural University, Volume N°10 contents papers of the Scientific Conference concerning Problems of Environmental Development in Rural Areas which was organised on the occasion of the 50th Anniversary of the Faculty of Land Reclamation and Environmental Engineering, Warsaw Agricultural University. The Conference was held at the Faculty of Land Reclamation and Environmental Engineering building in Warsaw, Nowoursynowska Street 166, from 20 to 22 June 1996. The Wolume contents the papers which were presented during Session I: "Ecological aspects of Environmental Development".

ZESPÓŁ REDAKCYJNY
Andrzej Ciepielowski, Bonifacy Łykowski (przewodniczący), Henryk Pawłat
Redaktor naukowy zeszytu nr 10 – Bonifacy Łykowski

RECENZENCI
Kazimierz Banasik, Stanisław Biedugnis, Elżbieta Biernacka, Andrzej Ciepielowski, Ludwik Dąbkowski, Piotr Hewelke, Stefan Ignar, Bonifacy Łykowski, Franciszek Maciak, Romuald Madany, Zygmunt Matyjasik, Józef Mosiej, Mikołaj Nazaruk, Tomasz Okruszko, Kinga Pachuta, Henryk Pawłat, Kazimierz Piekut, Marcin Pisarski, Władysław Rogiński, Edward Wiencław, Jan Żelazo.

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

Projekt okładki i strony tytułowej – Barbara Werbanowska
Redaktor prowadzący – Elżbieta Dyszkiewicz
Redaktor techniczny – Krystyna Piotrowska
Korektor – Jolanta Zajączkowska

ISBN 83–00–02972–9

Wydawnictwo SGGW
Nakład 500 egz. Ark. wyd. 25,0. Ark. druk. 24,0
Oddano do druku w kwietniu 1996 r. Wyd.1460
Wydrukowano w Zakładzie Małej Poligrafii Wydawnictwa SGGW. Zam. 65/96

Piotr ILNICKI

Metodyka waloryzacji użytków ekologicznych w krajobrazie rolniczym Wielkopolski

Abstract

Method of ecological grounds evaluation in the agricultural landscape. In the years 1990 – 94 studies were carried out aimed at the development of a detailed method of landscape inventory and evaluation. Such a method would permit the preparation of landscape studies for large areas where land improvement and land management are taking place. In the inventory of the landscape, the focus was placed on the unification of the description of three basic elements (ecological grounds): water courses, glacier ponds and field afforestations. The inventory in the field was carried out on standard forms. This permits to carry out an evaluation of the landscape elements by a scoring method. On this basis the evaluation of the area has been carried out across a range of geocomplexes. The method was used on 9 objects with an area of 3549 ha.

Key words: landscape, evaluation, inventory

Wstęp

Niekorzystne przemiany krajobrazu rolniczego występują najdobitniej w regionach intensywnego rolnictwa. Tworzący się wówczas kulturowy krajobraz jest w znacznej mierze pozbawiony najważniejszych elementów decydujących o jego ekologicznych i krajobrazowych walorach. Malejąca różnorodność przyrodnicza pogarsza zdolność ekosystemów do utrzymywania równowagi i stoi w sprzeczności z zasadami zrównoważonego rozwoju. Dla stworzenia podstaw do podejmowania efektywnych działań zmierzających do poprawy krajobrazu rolniczego niezbędne jest dysponowanie metodą pozwalającą na dokonanie jego waloryzacji. Metoda ta może być również wykorzystana dla wydzielania obszarów obejmowanych ochroną przyrody (parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu). Może ona być również wykorzystywana przy sporządzaniu obowiązującego obecnie "Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy" jak też przy koncepcjach urządzania i komasacji terenów rolnych oraz wyborze obszarów przydatnych dla agroturystyki.

Przedstawione prace prowadzono w latach 1990–1994. Opracowano szczegółową metodykę inwentaryzacji i waloryzacji krajobrazu rolniczego oraz spraw-

*Adresy autorów są na końcu artykułów

dzono jej przydatność na dziewięciu obiektach (o łącznym obszarze 3549 ha) o bardzo zróżnicowanej morfologii i stosunkach własnościowych.

Metodyka

Inwentaryzacja krajobrazu

Uwzględniając specyfikę nizinnego krajobrazu Wielkopolski skoncentrowano badania na najważniejszych elementach rolniczego krajobrazu. Zaliczono do nich cieki i zbiorniki wodne ze szczególnym uwzględnieniem oczek wodnych oraz zadrzewienia. Elementy te tworzą potencjał renaturalizacyjny krajobrazu rolniczego. Celem uzyskania porównywalności badanych obszarów opracowano formularze protokółów polowych dla każdgo z tych elementów. Zakres rozpoznania oczek wodnych, cieków wodnych i zadrzewień prezentują tabele 1–3. Zawierają one również dane na temat sposobu opisywania poszczególnych danych i stosowanych skrótów. Badania terenowe są wykonywane na podstawie map topograficznych w skali 1:10 000. O ile oczko wodne jest traktowane jako jeden element, o tyle cieki dzielone są na jednorodne odcinki długości kilkudziesięciu (min. 50 m) czy kilkuset metrów. Sposób inwentaryzacji zadrzewień śródpolnych wymaga sprecyzowania ich rodzaju. Formularze inwentaryzacyjne są tak sporządzone, iż umożliwiają dokonywanie waloryzacji opisywanych cech.

TABELA 1. Metoda inwentaryzacji oczka wodnego

Lp.	Objaśnienia	Stosowane skróty i symbole
1.	Występowanie wody lub jej okresowy brak	W /
2.	Powierzchnia lustra wody (dokładność 0,01 ha)	np. 0,03
3.	Kształt oczka : okragły, prostokątny, kwadratowy, nieregularny	szkic
4.	Morfologia: w terenie płaskim, w płytkim, głębokim obniżeniu	TP, P, G
5.	Średnia głębokość wody: poniżej 0,5, 0,5–1,0 , powyżej 1,0 m	–0,5, 0,5–1,0, + 1,0
6.	Stopień wysychania oczka: okresowo, długotrwale, nie wysycha	OW, DW, NW
7.	Powiązanie z siecią hydrograficzną: dopływ, odpływ, brak	DR, OR, ODR, BR
8.	Zmętnienie wody (brak, słabe,średnie, silne)	O, SŁ, SR, SL
9.	Substrat dna (żwir, piasek, glina, ił, muł, torf)	Ż, P, G, I, M, T
10.	Występowanie roślinności w oczku (podwodna, szuwar, pływająca, glony, trawy i turzyce, brak)	RPD, SZ, RP, GL, TT,0
11.	Zadrzewienia na obwodzie oczka	w % obwodu, dokładność 10%
12.	Rozmieszczenie zadrzewień na obwodzie oczka	szkic
13.	Przeważający gatunek drzew i krzewów	literowe skróty polskich nazw
14.	Przeważająca pierśnica drzew : poniżej 10, 10–20 cm, powyżej 20 cm,	–10, 10–20, +20,
15.	Roślinność przybrzeżna (trzcina, sit, pałka, trawy, turzyce, brak)	TR, S, P, TT, O
16.	Użytki graniczące z oczkiem wodnym (grunty orne, użytki zielone, nieużytki, lasy)	R, UZ, N, L dokładność 5%

TABELA 2. Metoda inwentaryzacji cieków wodnych (rowów)

Lp.	Objaśnienia	Stosowane skróty
1.	Obecny stan: szerokość w koronie i dnie, głębokość rowu i wody, dokładność 0,1 m	SK, SD, G, W
2.	Prędkość przepływu wody (nie płynie, powolny, ponad 0,5 m/s)	NP, PP, +0,5
3.	Wielkość przepływu: brak, znikomy, przeciętny	BR, Z, P
4.	Zmętnienie wody: brak, słabe, średnie, silne	BR , SŁ, SR, SL
5.	Substrat dna: żwir, piasek, glina , ił,muł, torf	Ż, P, G, I, M, T
6.	Roślinność w korycie cieku: brak, szuwar, roślinność pływająca, podwodna, inna, glony (w %)	O, SZ, RP, RPD,I,GL
7.	Umocnienia techniczne: brak, kiszka faszynowa, płotek, darń, inne	BK, KF, P, D
8.	Charakter przepływu: odpowiada, częściowo odpowiada, odbiega od warunków naturalnych	1, 2, 3
9.	Zanieczyszczenia: plamy, osady żelaziste, ruch rumowiska, ścieki, śmieci, piana, brak	PL, OŻ, RR, Ś, ŚM, P, BR
10	Zadrzewienia brzegu (prawego, lewego) i dna, w % długości	BL, BP, K dokładność 10%
11.	Przeważający gatunek drzew	skrót literowy polskiej nazwy gatunku
12.	Przeważająca pierśnica drzew (cm)	poniżej 10, 10–20, ponad 20 cm
13.	Gęstość drzew na 10 m cieku: brzeg lewy, prawy, koryto (szt./10 m)	poniżej 1, 2–5, 6–10, ponad 10
14.	Zacienienie koryta cieku przez drzewostan, brzeg lewy i prawy w (%)	poniżej 10, 10–30, 30–50, ponad 50%
15.	Występowanie krzewów	gatunki
16.	Występowanie szuwaru: sitowy, trzcinowy, pałkowy, mannowy, turzycowy, wykoszony, nie wykoszony	S,TR,P, MN,TU, + –
17.	Zadarnienie skarpy w % powierzchni	poniżej 30, 30–50, 50–80, ponad 80%
18.	Użytki graniczące z ciekiem: brzeg lewy, prawy	R, UZ, N,L

Waloryzacja elementów krajobrazu

Szczegółowa inwentaryzacja pozwala na dokonanie oceny walorów ekologicznych i krajobrazowych badanych elementów. W tym celu dla oczek i cieków wodnych opracowano odpowiednie tabele (tab. 4, 5). Każda cecha jest oceniana w skali pięciopunktowej, w której największa liczba punktów wskazuje na najwyższą wartość ekologiczną. Najwyższą wartość mają oczka wodne o dużej powierzchni, czystej wodzie, powiązane z siecią hydrograficzną, z urozmaiconą roślinnością oraz znacznym (50–80% obwodu) zadrzewieniem złożonym ze starych drzew. Najniżej oceniano oczka wodne bardzo małe, długotrwale wysychające, całkowicie zarośnięte lub pozbawione roślinności, z niewielkim zadrzewieniem złożonym z młodych drzew.

Najwyższą ekologiczną wartość mają cieki wodne o dużej szerokości, czystej wodzie, silnie meandrujące, ze stale płynącą wodą, urozmaiconą roślinnością

TABELA 3. Metoda inwentaryzacji i waloryzacji zadrzewień śródpolnych

Lp.	Objaśnienia	
	Rodzaj zadrzewień:	
	- żywopłot, zadrzewienia pasmowe,	Ż, ZP
	- grupa drzew, drzew i krzewów, krzewów	GD, GDK, GK
	- krzew pojedynczy, drzewo pojedyncze , aleja	KP, DP, A
	- skraj lasu	SL
	- zadrzewienia powierzchniowe, las	ZPO, LS
	- park wiejski, park zabytkowy, cmentarz	PW, PZ, CM
A	**Rozmiary** (odmienne dla rodzajów zadrzewień):	
	- szerokość pasa (Ż, ZP)	
	- długość grupy (GD, GDK, GK)	
	- wiek pojedynczych okazów (KP, DP, A)	
	- wykształcenie skraju lasu (SL),	
	- powierzchnia zadrzewienia (ZPO, LS, PW, PZ, CM)	
B	**Stan zadrzewienia:** przerwy w pasach, uszkodzenia, stan zdrowotny, dostosowanie do siedliska	
C	**Morfologia terenu:** równy, falisty, zagłębienia , groble, nasypy	
D	**Gatunki roślin:** liczebność, dostosowanie do siedliska	
E	**Inne cechy:** znaczenie łącznikowe, krajobrazowe,wiatrochronne, szczególnie urozmaicona granica po 2 punkty oraz występowanie starych lub dziwacznie ukształtowanych drzew (5 punktów)	

Uwaga: Cechy wymienione w punktach A-D są waloryzowane w skali pięciopunktowej.

oraz gęstym zadrzewieniem przykorytowym złożonym ze starych drzew. Wyższą wartość ekologiczną przywiązuje się do szerszych lub wiekszych zadrzewień pasmowych, grupowych i powierzchniowych, zwartych, zdrowych, rosnących na wzniesieniach, o dużej różnorodności gatunkowej, posiadających znaczenie łącznikowe, wiatrochronne, z rzadkimi, starymi lub niecodziennie ukształtowanymi drzewami lub krzewami.

Dla oczek wodnych przy ocenie ośmiu cech możliwe było uzyskanie 8–35 punktów. Cieki wodne mogą uzyskać 9–45 (9 cech), a zadrzewienia 4–33 punktów. Przykładową waloryzację oczek wodnych obiektu Łęg Obrzański uwidacznia tabela 6. Na podstawie punktowej oceny elementów krajobrazu możliwe jest ich zaszeregowanie do jednej z trzech wydzielanych klas. Odpowiednie progi graniczne zestawiono w tabeli 7.

Waloryzacja przestrzeni

Przeprowadzenie waloryzacji badanych obszarów wymaga podzielenia ich na mniejsze, jednorodne fragmenty. Można tego dokonać poprzez wydzielenie najmniejszych zlewni cząstkowych, stworzenie siatki kwadratów o bokach 500 lub 1000 m, względnie wydzielanie obszarów z uwzględnieniem rzeźby terenu. Stosowanie granic naturalnych powoduje wydzielenie tzw. geokompleksów. Posiadają one różną wielkość 15–200 ha. W obrębie każdej wydzielonej jednostki

przestrzennej określa się występujące tam, oceniane elementy krajobrazu oraz oblicza sumę ustalonych dla nich punktów (tab.8). Uzyskanie porównywalności pomiędzy wydzielonymi jednostkami przestrzennymi wymaga obliczenia współczynnika waloryzacji krajobrazu (*W*). Oblicza się go przy użyciu wzoru:

TABELA 4. Kryteria oceny ekologicznej wartości oczek wodnych

Wyszczególnienie		Kryteria oceny	Punktacja
A	Wielkość (ha)	do 0,05	1
		0,051–0,10	2
		0,11– 0,50	3
		0,51–1,0	4
		ponad 1 ha	5
B	Kształt	regularny (okrągły, prostokątny, kwadratowy)	1
		nieregularny	2
C	Jakość wody (zmętnienie)	brak lub silnie zanieczyszczona, plamy silne	1
		średnie	2
		słabe	3
		brak zmętnienia	4
			5
D	Uwarunkowania hydrograficzne (wysychanie)	oczko całkowicie lub częściowo zarośnięte, długotrwale wysychające	1
		wysychające, brak powiązania z siecią hydrograficzną	2
		wysychające, istnieje powiązanie z siecią hydrograficzną	3
		nie wysychające, brak powiązania z siecią hydrograficzną	4
		nie wysychające, powiązane z siecią hydrograficzną	5
E	Roslinność	brak roślinności	1
		w oczku jedynie trawy, turzyce i inne rośliny zielne	2
		wzbogacone o roślinność pływającą, podwodną oraz glony	3
		obecny szuwar trzcinowy i roślinność wodna	4
		urozmaicona roślinność oczka	5
F	Zadrzewienia obwodu oczka (%)	mniej niż 10	1
		10–20	2
		21–50	3
		51–80	4
		ponad 80	5
G	Przeważająca pierśnica drzew (cm)	mniej niż 10	1
		10–20	2
		ponad 20	3
H	Użytki graniczące z ciekiem	grunty orne	1
		zadrzewione pasy	2
		użytki zielone	3
		nieużytki (użytki ekologiczne)	4
		las	5

TABELA 5. Kryteria oceny ekologicznej wartości cieków wodnych

Wyszczególnienie		Kryteria oceny	Punktacja
A	Wielkość (szerokość korony cieku w m)	do 1	1
		1–2	2
		2–3	3
		3–5	4
		ponad 5 m	5
B	Jakość wody (zmętnienie)	wody brak lub silnie zanieczyszczona	1
		silne	2
		średnie	3
		słabe	4
		brak zmętnienia	5
C	Ukształtowanie koryta	nachylenie skarpy ponad 1:1, ciek prostoliniowy	1
		nachylenie skarpy 1:1 do 1:2, ciek prostoliniowy	2
		nachylenie skarpy mniejsze od 1:2, ciek prostoliniowy	3
		ciek słabo meandruje	4
		ciek silnie meandruje	5
D	Wielkość przepływu	ciek długotrwale wysycha	1
		przepływ wody znikomy	3
		woda stale występuje	5
E	Roślinność w korycie	brak roślinności	1
		ponad połowa koryta zajęta przez szuwar lub trawy	2
		ponad połowa koryta zajęta przez szuwar i glony	3
		mało urozmaicona roślinność cieku	4
		urozmaicona roślinność cieku	5
F	Gęstość drzew na 10 m odcinku cieku (szt.)	brak drzew	1
		mniej niż 1	2
		2–5	3
		6–10	4
		ponad 10	5
G	Przeważająca pierśnica drzew (cm)	poniżej 10	1
		10–20	3
		powyżej 20	5
H	Zadarnienie skarp (% pow.)	brak darni	1
		poniżej 10	2
		10–50	3
		50–80	4
		powyżej 80	5
I	Użytki graniczące z ciekiem (uśrednione wartości dla obu brzegów)	grunty orne	1
		zadrzewione pasy, drogi	2
		użytki zielone, kanały	3
		nieużytki (użytki ekologiczne)	4
		las	5

TABELA 6. Wyniki waloryzacji oczek wodnych obiektu Łęg Obrzański

Numer oczka	Oceniane cechy według tabeli 4								Suma punktów	Klasa
	A	B	C	D	E	F	G	H		
1	1	2	4	1	2	0	0	3	13	III
2	2	1	5	4	3	4	2	3	24	I
3	1	2	5	4	3	0	0	3	18	II
4	1	2	5	4	3	0	0	3	18	II

TABELA 7. Klasyfikacja wartości ekologicznej elementów i przestrzeni krajobrazu rolniczego

Wyszczególnienie	Jednostka	Wartość ekologiczna krajobrazu wg klas		
		I	II	III
Elementy krajobrazu				
Oczka wodne	punkty	ponad 23	14–22	poniżej 14
Cieki wodne	punkty	ponad 28	19–28	poniżej 19
Zadrzewienia	punkty	ponad 20	10–20	poniżej 10
Przestrzeń	punkty/ha	ponad 20	10–20	poniżej 10

TABELA 8. Waloryzacja geokompleksów krajobrazu rolniczego obiektu Kalwy

Geokompleks	Odzaj elementu	Numer występujących elementów	Liczba punktów
I	Zadrzewienia	1, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23 , 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 32, 33, 34, 81, 84, 85, 86.	508
	Cieki wodne	2, 3A, 3B, 3C, 4, 5, 6	154
	Oczka wodne	8	19
	Razem		681
II	Zadrzewienia	74, 75 , 76	90
III	Zadrzewienia	79	32
	Cieki wodne	7A, 7B, 7C, 7D, 8	149
	Razem		181
IV	Zadrzewienia	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 58	184
	Cieki wodne	1A, 2A, 3A	93
	Razem		277
V	Zadrzewienia	31, 35, 36, 37, 38, 40, 41, 42, 43, 44, 45 , 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 71, 72, 73, 77, 78, 80, 81, 82	641
	Oczka wodne	1,2,3,4,5,6 ,7	56
	Razem		697
VI	Zadrzewienia	39, 67, 68, 69, 70	86

$$W = \frac{\sum R}{P_r} \text{ punkty/ha}$$

gdzie: W – współczynnik waloryzacji krajobrazu,

$\sum R$ – suma punktów z waloryzacji elementów krajobrazu znajdujących się w jednostce przestrzennej,

P_r – powierzchnia (ha) jednostki przestrzennej.

Współczynnik waloryzacji krajobrazu umożliwia wydzielenie trzech klas o różnej wartości ekologicznej i krajobrazowej, co odpowiada odmiennym wymaganiom w zakresie potrzeb ochrony (klasa I) czy też renaturalizacji (klasa II i III). Progi graniczne podano w tabeli 7.

Przeprowadzenie badań w rozmaitych regionach fizjograficznych uwidoczniło przydatność tej metody waloryzacji. Na wysoczyźnie korzystniejsze jest wydzielanie geokompleksów w oparciu o zlewnie cząstkowe, w szerokich dolinach rzecznych i na rozległych płaskich sandrach właściwsze było zastosowanie siatki kwadratów o boku 500 m.

Wnioski

Opracowana metoda inwentaryzacji i waloryzacji krajobrazu rolniczego okazała się przydatna dla prac wykonywanych w różnych mezoregionach fizyczno-geograficznych Wielkopolski. Umożliwia ona wydzielenie najcenniejszych obszarów (klasa I), które winny wchodzić w skład parków krajobrazowych i obszarów chronionego krajobrazu, oraz obszary najsilniej antropogenicznie zmienione, które powinny stać się obiektem zabiegów renaturalizacyjnych (np. odtworzenie śródpolnych zadrzewień).

Literatura

CYMERMANN R., FALKOWSKI J., HOPFER A., 1992: *Krajobrazy wiejskie. (Klasyfikacja i kształtowanie).* ART Olsztyn; 1–183.

ILNICKI P., 1994 : *Evaluation of agricultural landscapes in the Poznań region of Poland.* Journal of Environmental Management, 41, 375–383.

Niedersachsisches landesverwaltungsamt – naturschutz, 1985: *Kartieranleitung zur Erfassung* der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen, Hannover, 1–89

Adres autora

P. Ilnicki

Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska

AR w Poznaniu

60–954 Poznań, ul. Dąbrowskiego 159

Mariusz KISTOWSKI, Maria REKOWSKA, Barbara STEFANIAK

Metoda oceny wpływu antropopresji na środowisko przyrodnicze stref podmiejskich w krajobrazie młodoglacjalnym (na przykładzie okolic Ełku)

Abstract

Method for evaluation of environmental anthropisation (case study area – suburban zone of the Ełk city). The paper presents the application of American method for ecological risk assessment in Polish conditions. This method was working out by U.S. Environmental Protection Agency. The example of assessment concerns four ecological problems in the vicinity of the City of Ełk in Masurian Lake Region (NE Poland). These problems are: high (point) source air pollution, low (settlement & traffic) source air pollution, surface water pollution & direct degradation of vegetation cover. Every problem was analyzed by four criteria: environmental nuisance, range of man influence on the environment, irreversiblement of environmental changes & reliability of data. The results of the investigations are presented on maps & in table.

Key words: landscape ecology, ecological risk assessment, environmental degradation, North-Eastern Poland, Ełk.

Wstęp

Jedno z podstawowych zadań ekologii krajobrazu to ocena natężenia i zasięgu przestrzennego skutków oddziaływania człowieka na środowisko przyrodnicze. Z punktu widzenia ekologii człowieka najważniejsze są te skutki własnej działalności człowieka, które w wyniku funkcjonowania mechanizmu sprzężenia zwrotnego wpływają najsilniej na niego samego. W niniejszym opracowaniu ten aspekt zostanie jednak potraktowany marginesowo, a główny nacisk zostanie położony na ocenę wpływu na środowisko przyrodnicze – ekosystemów i innych elementów struktury ekologicznej obszaru badań .

Zaproponowana metodyka w pewnym stopniu wykorzystuje doświadczenia amerykańskie, a przede wszystkim metodę porównawczej analizy ryzyka i ocenę ryzyka środowiskowego, opracowaną przez federalną Agencję Ochrony Środowiska (Environmental Protection Agency–Kompendium..., 1995). Metoda ta uwzględnia cztery główne grupy ryzyka związane z oddziaływaniem na: ekosystemy, zdrowie ludzi, jakość życia społeczności lokalnej i rozwój gospodarczy. Jak wyżej wspomniano, w opracowaniu analizowana będzie pierwsza z wymienionych grup ryzyka.

Przeniesienie metod amerykańskich na grunt polski nie zawsze jest w pełni możliwe. Wpływają na to czynniki: spo-

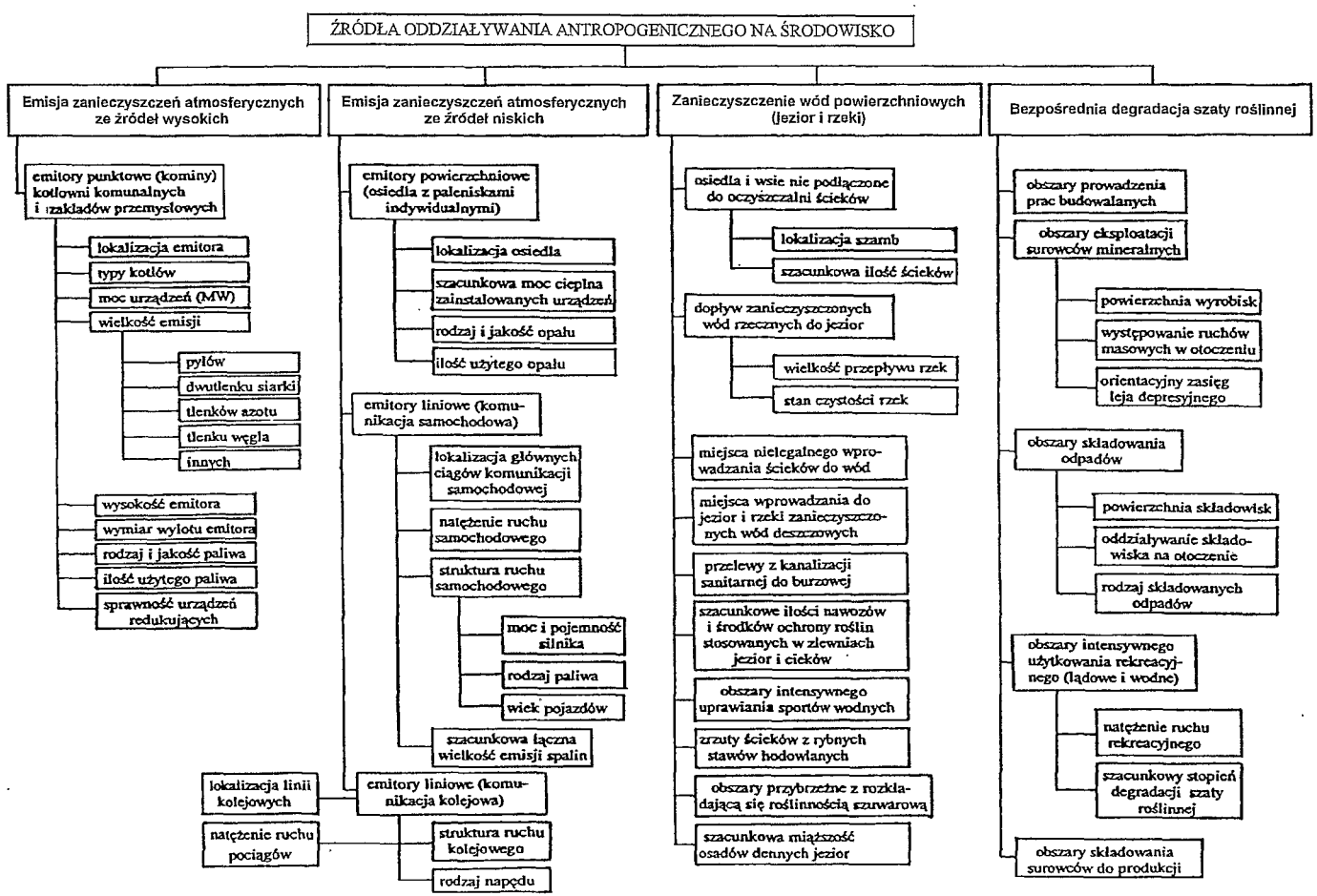
łeczne (np. poziom świadomości ekologicznej), prawne, ekonomiczne (np. stopień rozwoju gospodarczego), a także przestrzenne, związane z wielkością poddawanych analizie obszarów, a co za tym idzie szczegółowością oceny. Nie bez znaczenia są także kwestie finansowe, wpływające na możliwość uzyskania niezbędnych danych (wykonanie własnych badań terenowych lub zakupienie istniejących danych). W omawianym przypadku możliwe było zastosowanie metody opracowanej przez Agencję Ochrony Środowiska jako kanwy, która wypełniona została autorskimi propozycjami dostosowanymi do specyfiki warunków polskich i lokalnych.

Do przetestowania zaproponowanej metody wybrano okolice Ełku na Pojezierzu Mazurskim. Merytoryczną przyczyną tego wyboru była lokalizacja miasta w krajobrazie otwartym, w strefie kontaktu z cennymi przyrodniczo obszarami leśnymi, torfowiskowymi, łąkowymi i jeziornymi. Bardzo wyraźne są tu granice pomiędzy strefą zurbanizowaną, podmiejską i przyrodniczym otoczeniem miasta. Na wybór tego obszaru wpływ miały także względy formalne, a mianowicie realizacja porównawczej analizy ryzyka ekologicznego przez Komitet Programowy Ekorozwoju Ełku w ramach Projektu Pilotażowego Krajowego Programu Działań na Rzecz Ochrony Środowiska oraz współfinansowanie opracowania przez Instytut na Rzecz Ekorozwoju Społeczności Lokalnych z Vermont w Stanach Zjednoczonych.

Metoda opracowania

Zagadnienie wpływu antropopresji na środowisko przyrodnicze obejmuje bardzo szeroki zakres problemów. Wpływ ten analizować można zarówno z punktu widzenia źródeł antropopresji (emisji zanieczyszczeń atmosferycznych, odprowadzania ścieków, składowania odpadów, itp.), jak i jej biorców, czyli poszczególnych komponentów i elementów środowiska (rzeźby terenu, powietrza atmosferycznego, wód powierzchniowych i gruntowych, gleb, roślin, itp.). Ze względu na rozległość zagadnienia wstęp do oceny ryzyka powinien polegać na wyborze obszarów charakterystycznych dla danego terenu badań. Problemem może być np. emisja zanieczyszczeń gazowych i pyłowych do atmosfery lub też zanieczyszczenie wód powierzchniowych. Takich obszarów problemowych może być co najmniej kilkanaście. W dalszej części opracowania zaprezentowano metodę oceny ryzyka tylko dla głównych obszarów problemowych zidentyfikowanych dla okolic Ełku. Są to:

- emisja zanieczyszczeń atmosferycznych ze źródeł wysokich (punktowych);
- emisja zanieczyszczeń atmosferycznych ze źródeł niskich (powierzchniowych i liniowych);
- zanieczyszczenie wód powierzchniowych (jezior i rzeki Ełk);
- bezpośrednia degradacja szaty roślinnej wywołana działalnością człowieka.



RYSUNEK 1. Charakterystyka źródeł oddziaływania na środowisko i ich parametrów

Każda ocena ryzyka ekologicznego wymaga zidentyfikowania, w odniesieniu do poszczególnych obszarów problemowych, trzech podstawowych zmiennych: źródeł oddziaływania na środowisko, stresorów, czyli materialno-energetycznych nośników oddziaływania na środowisko oraz biorców stresorów, czyli komponentów i elementów środowiska przyrodniczego podlegających oddziaływaniom.

Źródła oddziaływania na środowisko przedstawiono na rysunku 1.

Stresory na potrzeby oceny ryzyka ekologicznego, oprócz charakterystyki ilościowej i jakościowej związków chemicznych i bodźców energetycznych oddziaływających na środowisko, powinny być analizowane z uwzględnieniem:

- miejsca wprowadzenia ich ze źródła do środowiska (emisji);
- drogi przemieszczania się w środowisku (migracji – dyspersji);
- obszaru lub miejsca wystąpienia skutków antropopresji w środowisku (imisji – depozycji).

Najtrudniejsze do określenia są obszary ostatecznej depozycji zanieczyszczeń i odbioru bodźców energetycznych w środowisku tak pod względem ilościowym, przestrzennym, jak i jakościowym (przede wszystkim ze względu na słabe rozpoznanie synergicznego oddziaływania różnych bodźców).

Biorcy stresorów to podstawowe elementy struktury ekologicznej obszaru (np. lasy, jeziora, gleby, tereny zieleni miejskiej, nisze ekologiczne zasiedlone przez rzadkie i chronione gatunki zwierząt). Biorcy powinni być analizowani pod względem:

- cenności ekologicznej (wagi dla utrzymania względnej równowagi ekologicznej obszaru);
- wrażliwości na oddziaływania poszczególnych stresorów.

Połączenie tych dwóch kryteriów pozwala na określenie wielkości stopnia narażenia biorców na oddziaływania antropogeniczne.

Ocena ryzyka ekologicznego, uwzględniająca trzy wyżej opisane grupy zmiennych, powinna składać się z ocen cząstkowych dotyczących: uciążliwości oddziaływania stresorów na środowisko, zasięgu przestrzennego oddziaływania na środowisko oraz nieodwracalności zmian, które zaszły w środowisku.

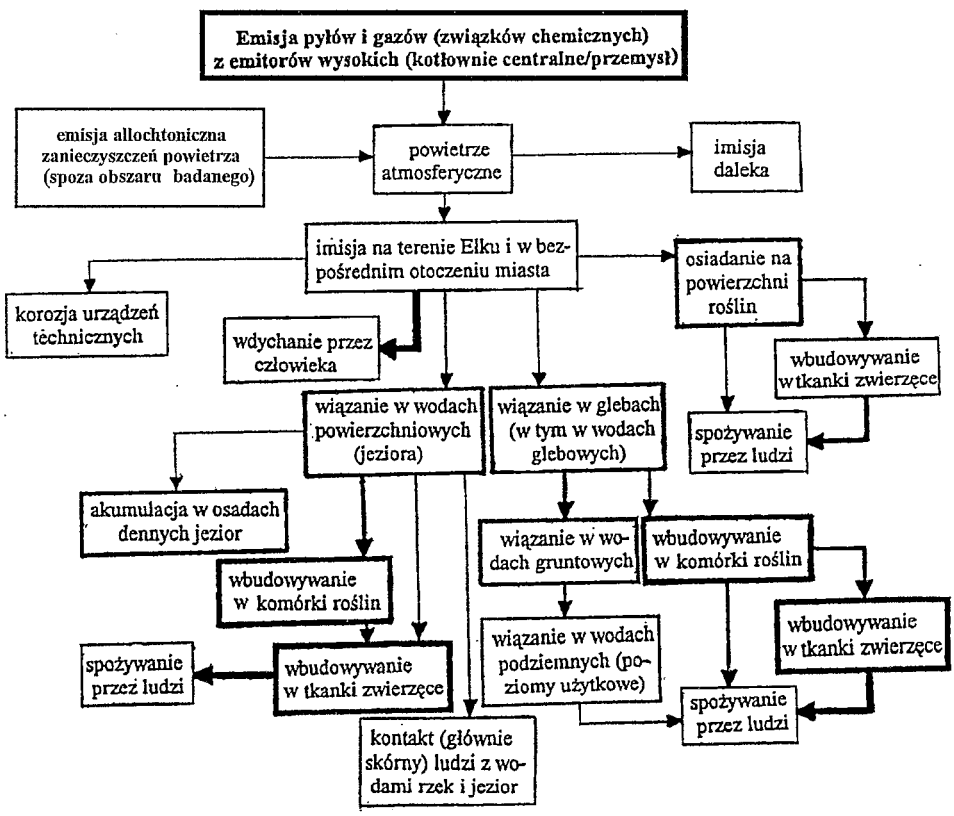
Kryterium uzupełniającym, pozwalającym na orientacyjne określenie wiarygodności dokonanej oceny, jest ocena jakości danych (ich niepewności).

Przy ocenie ryzyka ekologicznego dopuszczalne jest, w celu uzyskania większej przejrzystości, zastosowanie metod bonitacyjnych. W przypadku posiadania danych ilościowych ich zastosowanie nie budzi wątpliwości, natomiast z dużą ostrożnością trzeba je stosować przy korzystaniu z danych jakościowych. Niestety, pomimo powszechnej krytyki metod bonitacyjnych, z braku danych ilościowych, są one często jedynymi możliwymi do zastosowania.

Wszystkie cztery wymienione kryteria służą do odrębnej oceny ryzyka w każdym obszarze problemowym. Określenie zasięgu przestrzennego wymaga analizy kartograficznej i polega na wskazaniu obszarów biorców oddziaływań, dla których stresory są uciążliwe z różnym natężeniem.

Najbardziej złożonym procesem jest ocena uciążliwości oddziaływania stresora na środowisko. Najczęściej dokonuje się jej w odniesieniu do tych elementów struktury ekologicznej, które najsilniej podlegają oddziaływaniu stresora. I tak np. w przypadku zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery największe ich ilości są kumulowane w glebach i roślinach, a w mniejszym stopniu w wodach powierzchniowych lub gruntowych, których nie bierze się pod uwagę w ocenie. Należy tu jednak uwzględniać warunki lokalne, które mogą modyfikować te zależności. W wyborze głównych biorców oddziaływań pomocna może być analiza przyczynowo-skutkowych łańcuchów antropopresji w środowisku przyrodniczym. Przykład takiego łańcucha, dotyczący emisji pyłów i gazów do atmosfery, prezentuje rysunek 2 (Kistowski 1995).

Generalnie uciążliwość można określić jako funkcję wielkości imisji zanieczyszczeń lub wielkości bodźców energetycznych (łącznie stresorów) i łącznej oceny cenności oraz wrażliwości ekolo-

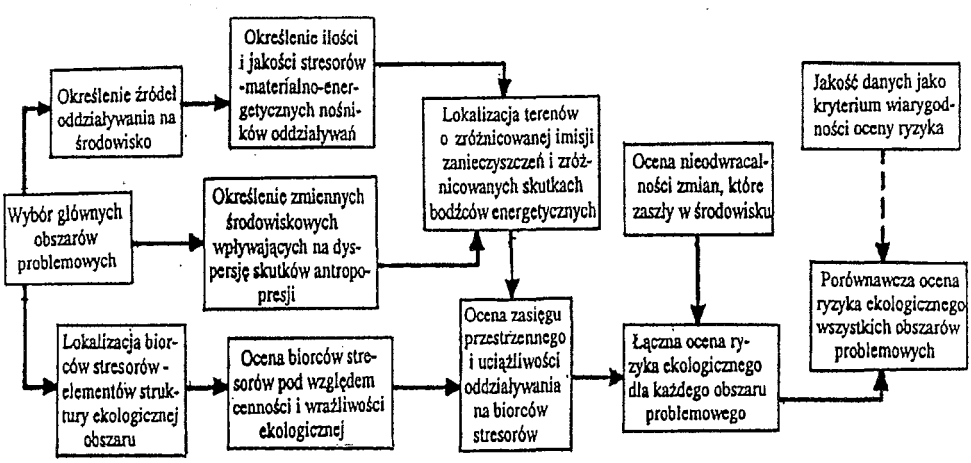


RYSUNEK 2. Łańcuch przyczynowo-skutkowy wprowadzania gazów i pyłów do środowiska (zwiększająca się grubość strzałek oznacza kumulowanie skutków antropopresji w środowisku przyrodniczym, natomiast zwiększająca się grubość ramek oznacza wzrost zmian w ekosystemach wywołanych antropopresją)

gicznej biorców stresorów. Cenność elementów struktury ekologicznej obszaru (biorców) oceniona została z punktu widzenia ich funkcji w krajobrazie. Analizowano, w jaki sposób brak pewnych elementów tej struktury może wpłynąć na funkcjonowanie środowiska przyrodniczego obszaru badań. Wrażliwość biorców stresorów w przypadku zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery analizowano w odniesieniu do takich stresorów, jak pyły, dwutlenek siarki, tlenki azotu, tlenek węgla, benzo-a-piren, węglowodory aromatyczne i alifatyczne oraz wybrane metale ciężkie. Dla roślin drzewiastych brano pod uwagę tempo defoliacji wywołanej różnym stężeniem tych związków, dla pozostałych roślin osłabienie wzrostu i zanik stanowisk (Jagusiewicz 1981, Godzik 1989, Karolewski 1989). Wrażliwość jezior na degradację określono metodą systemu oceny jakości jezior (Kudelska, Cydzik, Soszka, 1992).

Nieodwracalność zmian zaistniałych w środowisku wskutek działania stresorów powinna być określana indywidualnie dla każdego obszaru problemowego oraz dla każdego fragmentu terenu podlegającego oddziaływaniu. Wymaga to jednak bardzo szczegółowych badań fizykochemicznych środowiska i często jest niemożliwe. W związku z tym można zastosować metodę szacunkową, polegającą na orientacyjnym określeniu zaawansowania skutków antropopresji w środowisku, opartą na wizji terenowej. Podobny tryb postępowania przyjęto także w analizowanym dalej przypadku.

Ostatni etap szacowania ryzyka ekologicznego stanowi łączna ocena ryzyka ekologicznego dla poszczególnych obszarów problemowych obliczona np. jako iloczyn ocen przypisanych dla trzech przedstawionych wyżej kryteriów. Podsumowanie części metodycznej stanowi schemat kolejnych działań przy ocenie ryzyka ekologicznego przedstawiony na rysunku 3.



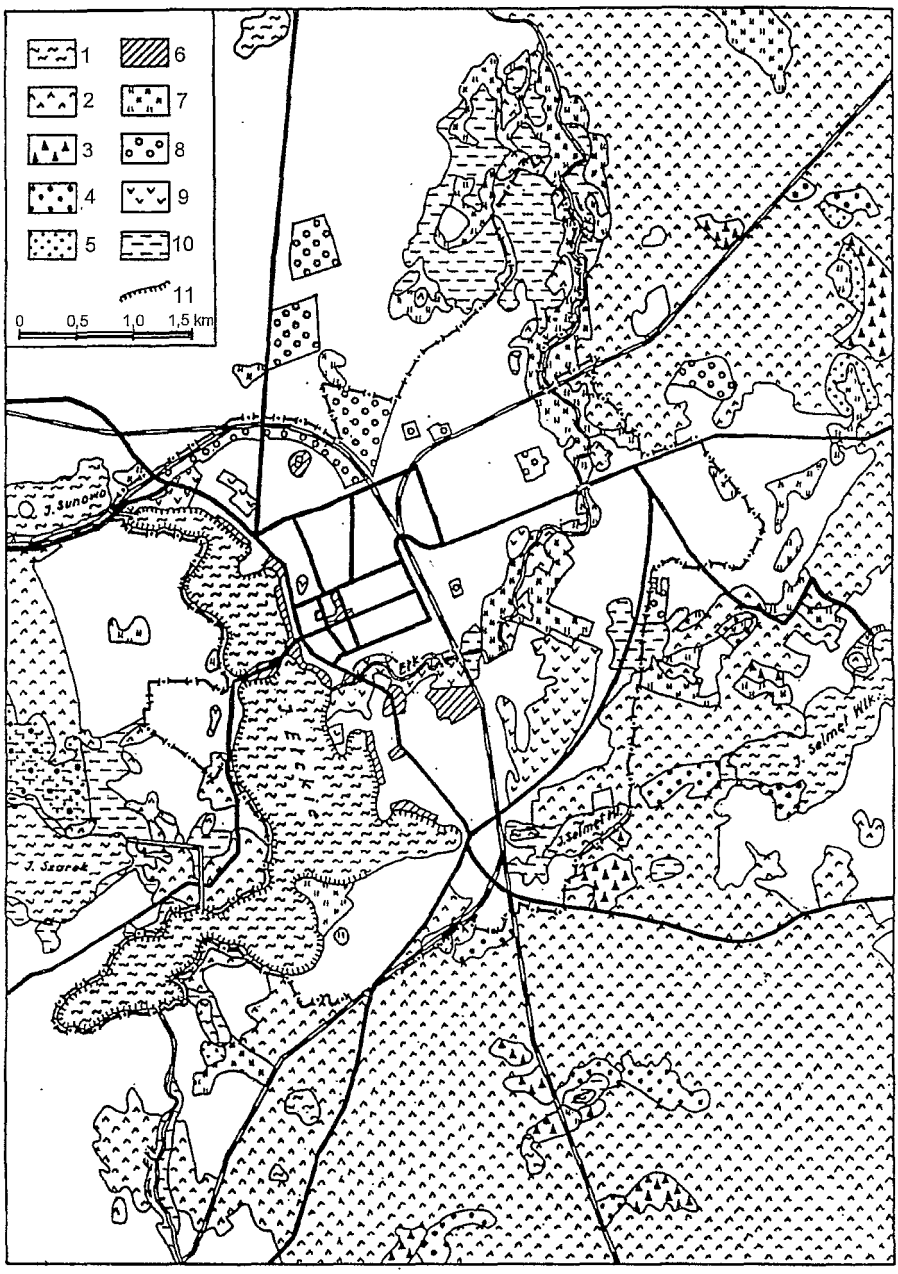
RYSUNEK 3. Schemat metody oceny ryzyka ekologicznego

Wyniki opracowania

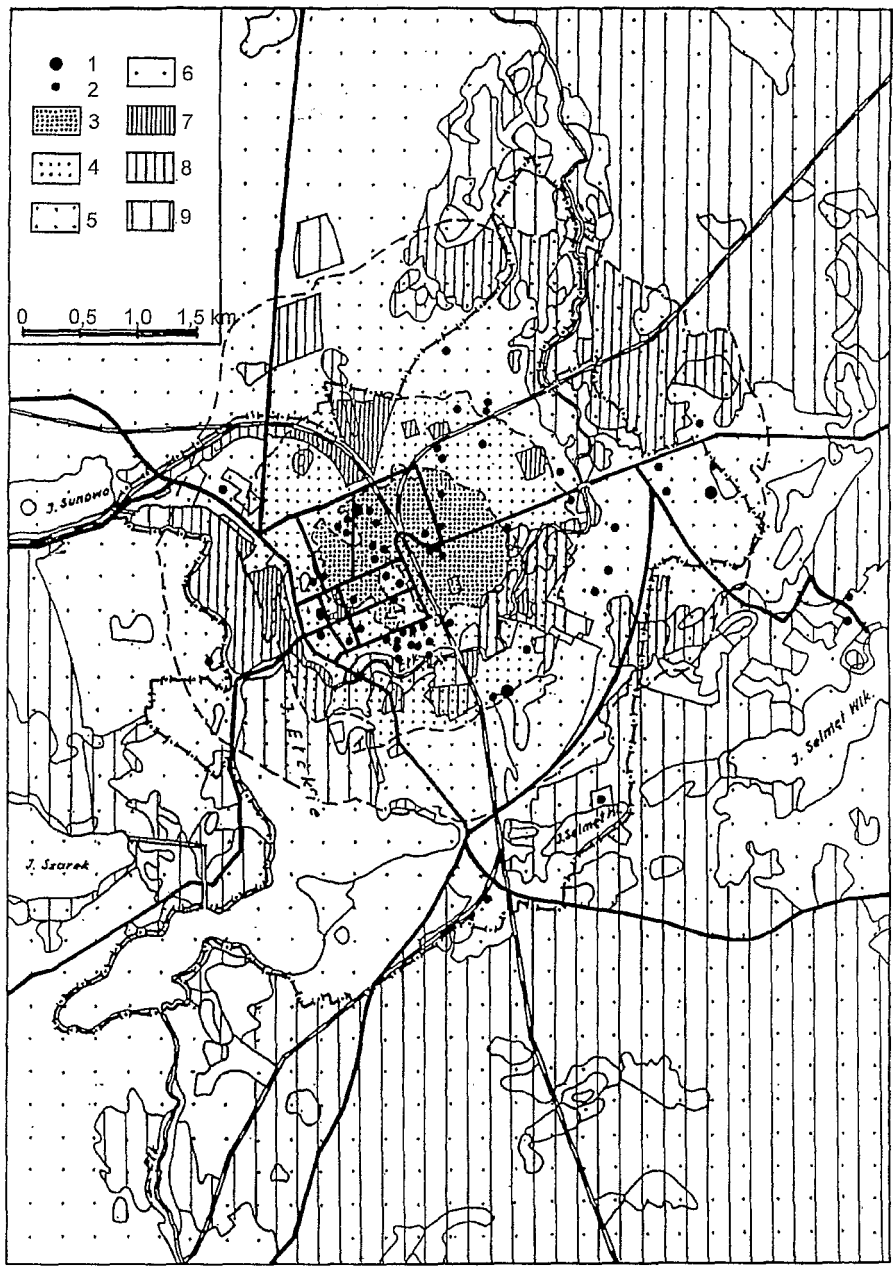
Dla Ełku i okolic zidentyfikowano cztery wcześniej wymienione główne obszary problemowe, wpływające na wystąpienie ryzyka ekologicznego, związane z emisją zanieczyszczeń do atmosfery, zanieczyszczeniem wód powierzchniowych i degradacją szaty roślinnej. Następnie określono biorców stresorów, do których należą główne elementy struktury ekologicznej obszaru. W ustaleniu ich zakresu pomogły autorom wcześniejsze własne opracowania (Kistowski, Rekowska, Stefaniak 1993; Kistowski 1994). Do biorców zaliczono: jeziora i cieki, lasy, parki, skwery, ogródki działkowe i sady, użytki zielone i murawy, zieleń nieurządzoną, inne tereny zieleni miejskiej i podmiejskiej, tereny hydrogeniczne (podmokłe), szuwary trzciny pospolitej i pałki wąskolistnej, stanowiska chronionych gatunków zwierząt. Ich rozmieszczenie prezentuje rysunek 4.

Pierwszy analizowany obszar problemowy to emisja do atmosfery ze źródeł wysokich. Źródła te stanowi 65 emitorów, z których trzy posiadają urządzenia o mocy cieplnej powyżej 10 MW, 22 o mocy 1–10 MW, a 40 – o mocy 0,1–1 MW (rys. 5). Najgroźniejsze są emitory najniższe (12–20-metrowe), położone w centrum miasta. Natomiast urządzenia emitujące nawet duże ilości stresorów, ale o wysokich kominach (45–60 m), stwarzają mniejsze ryzyko dla środowiska ze względu na większą dyspersję zanieczyszczeń. Podstawowe stresory emitowane przy spalaniu węgla to: dwutlenek siarki, tlenki azotu, tlenek węgla, węglowodory i benzo-a-piren. Wśród biorców zanieczyszczeń za najcenniejsze, a jednocześnie najbardziej wrażliwe, należy uznać tereny leśne, szczególnie z drzewostanem iglastym (sosna, modrzew) oraz topolowym i brzozowym, a także parki i skwery miejskie, szuwary przybrzeżne jezior, łąki i pastwiska, działki ogrodnicze oraz tereny z roślinnością torfowiskową (hydrogeniczne). Do cennych, lecz mało wrażliwych zaliczono drzewostany liściaste (z wyłączeniem wyżej wymienionych gatunków). Ocena ryzyka ekologicznego na emisje zanieczyszczeń atmosferycznych ze źródeł wysokich, zaprezentowana na rysunku 5, wskazuje, iż objęte wysokim ryzykiem są znaczne obszary, szczególnie w rejonie centrum miasta (parki i skwery, ogródki działkowe, fragment jeziora Ełk). Ryzyko średnie i niskie obejmuje bardziej rozległe obszary leśne, torfowiskowe, jeziorne oraz zieleni o innym charakterze w granicach miasta i w jego okolicach. Pewne zagrożenia związane z dostawą zanieczyszczeń z emitorów wysokich obejmują cały obszar badań.

Zbliżoną procedurę przeprowadzono dla emisji do atmosfery ze źródeł niskich (powierzchniowych i liniowych), przy czym dominującą rolę mają tu: spalanie węgla w paleniskach indywidualnych i emisja spalin z komunikacji samochodowej. Do wcześniej wymienionych stresorów dodać można krzemionkę i trójtlenek żelaza (z palenisk domowych) oraz dwutlenek azotu, ołów, siarczany, sadzę oraz węglowodory niskocząsteczkowe (metan, buten i butan) ze spalin samochodowych. Generalnie wpływ tych emisji na ekosystemy jest znacznie mniejszy niż emisji ze źródeł wysokich.



RYSUNEK 4. Elementy struktury ekologicznej obszaru Ełku i okolic: 1 – jeziora, 2 – lasy sosnowe, 3 – lasy świerkowe, 4 – lasy brzozowe, 5 – lasy olchowe, 6 – parki i tereny o zbliżonym charakterze, 7 – użytki zielone i murawy, 8 – ogródki działkowe i sady, 9 – zieleń nieurządzona, 10 – tereny podmokłe, 11 – szuwary trzciny pospolitej i pałki wąskolistnej



RYSUNEK 5. Ocena ryzyka ekologicznego wynikającego z emisji zanieczyszczeń atmosferycznych ze źródeł wysokich (Ełk i okolice): 1 – emitory punktowe o mocy cieplnej urządzeń > 10 MW, 2 – emitory punktowe o mocy cieplnej urządzeń 0,1–10 MW; zagrożenie imisją z emitorów wysokich: 3 – bardzo duże, 4 – duże, 5 – średnie, 6 – małe; ocena ryzyka ekologicznego w aspekcie uciążliwości: 7 – wysokie, 8 – średnie, 9 – niskie

Źródła zanieczyszczeń wprowadzanych do wód powierzchniowych są bardzo liczne. Wymieniono je na rysunku 1. Dla większości z nich brak jednak ilościowej i jakościowej oceny wprowadzanych do jeziora i rzeki Ełk ścieków i biogenów, w związku z czym trzeba się ograniczyć do ocen szacunkowych. Część źródeł ma charakter powierzchniowy. Podstawowe stresory prowadzące do eutrofizacji wód jeziornych (szczególnie jeziora Ełk) to biogeny zawarte w związkach fosforu i azotu. Silnie negatywny wpływ na stan czystości wód jezior mają także bakterie chorobotwórcze zawarte w wodach deszczowych odprowadzanych kanalizacją burzową i ściekach z gospodarstw domowych i rolnych. Biorcy zanieczyszczeń, czyli jeziora i rzeki, cechują się zróżnicowaną odpornością na degradację: wysoką – rzeka Ełk i jeziora Sunowo, Selmęt Wielki oraz południowe ploso jeziora Ełk, średnią – jeziora Selmęt Mały, Żabie Oczko oraz północne ploso jeziora Ełk, a małą – jeziora Szarek, Tatary Duże i zachodnie ploso jeziora Ełk. Największa jest dostawa zanieczyszczeń do południowego plosa jeziora Ełk i rzeki Ełk na terenie miasta, średnia do jezior: Ełk (część północna i zachodnia) i Selmęt Wielki, a mała do jezior: Selmęt Mały, Sunowo, Szarek i Żabie Oczko.

Największe ryzyko charakteryzuje zachodnie ploso jeziora Ełk i fragmenty jego plosa południowego oraz jeziora Selmęt Wielki. Ryzyko średnie obejmuje rzekę Ełk na obszarze miasta oraz poniżej jeziora Ełk, pozostałą część Selmętu Wielkiego oraz południowe i północne ploso jeziora Ełk, a ryzyko małe jeziora: Szarek, Sunowo, Selmęt Mały i Żabie Oczko oraz rzekę Ełk powyżej miasta.

Ocenę ryzyka ekologicznego występującego wskutek bezpośredniej degradacji szaty roślinnej przeprowadzono głównie na podstawie analizy rzeczywistych przejawów zniszczeń w szacie roślinnej, w oparciu o zdjęcia lotnicze i kartowanie terenowe. Ryzyko to posiada stosunkowo niewielki zasięg przestrzenny.

W tabeli 1 zestawiono wartości ocen ryzyka ekologicznego dla wszystkich ob-

TABELA 1. Sumaryczna ocena ryzyka ekologicznego Ełku i okolic

Obszar problemowy	Powierzchnia terenu /km^2/ o uciążliwości			Nieodwracalność	Niepewność oceny	Ocena końcowa
	wysokiej (3)	średniej (2)	niskiej (1)			
Emisja wysoka	0,8	3,6	40,0 2,3 – bez lasu	średnia (2)	średnia (2)	99,2 23,8 – bez lasu
Emisja niska	0,05	0,4	1,8	średnia (2)	wysoka (3)	5,5
Zanieczyszczenie wód powierzchniowych	1,7	3,1	1,5	średnia (2)	średnia (2)	25,6
Degradacja szaty roślinnej	1,2	2,1	1,6	niska (1)	średnia (2)	9,4

szarów problemowych, będące podstawą do analizy porównawczej. Ocena końcowa stanowi sumę iloczynów powierzchni obszarów objętych poszczególnymi klasami uciążliwości przez wielkość oceny uciążliwości ekologicznej, pomnożoną przez ocenę nieodwracalności. Zestawienie pozwala bez trudu na stwierdzenie, iż ekosystemy Ełku i okolic objęte są największym ryzykiem ekologicznym z powodu emisji zanieczyszczeń atmosferycznych ze źródeł wysokich oraz z powodu wprowadzania zanieczyszczeń do wód powierzchniowych. Zanieczyszczenie atmosfery ze źródeł niskich i bezpośrednia degradacja szaty roślinnej stwarzają znacznie mniejsze problemy środowiskowe.

Podsumowanie

W opracowaniu niniejszym podjęto próbę przeniesienia na grunt polski amerykańskich doświadczeń w ocenie ryzyka ekologicznego. Z kilku przyczyn próbę tę należy uznać za średnio udaną. Przede wszystkim, pomimo założenia w proponowanej metodzie stosowania danych niepełnych – szacunkowych i jakościowych, dostępne dla terenu badań informacje były zbyt fragmentaryczne i pozwoliły na osiągnięcie tylko częściowego obiektywizmu oceny. Druga z przyczyn to zbyt krótki czas realizacji opracowania i zbyt niskie koszty jego wykonania, które nie pozwoliły na uzupełnienie wielu brakujących danych. Po trzecie, zbyt wąski był udział społeczności lokalnej w pracach nad oceną ryzyka. Mogłaby ona wnieść do pracy wiele istotnych uwag i informacji. Zastosowana metoda z założenia wymaga bardzo szerokiego udziału tej społeczności.

Pomimo tych zastrzeżeń, uzyskane przy realizacji opracowania doświadczenia należy uznać za przydatne. Jest ono niewątpliwie istotnym przyczynkiem, tak w odniesieniu do przenoszenia na grunt polski obcych metod z zakresu szeroko pojętych ocen oddziaływania na środowisko, jak i generalnie możliwości realizacji tego typu opracowań w naszych warunkach.

Literatura

GODZIK S. 1989: *Oddziaływanie tlenków siarki na rośliny drzewiaste (w:) Życie drzew w skażonym środowisku.* Instytut Dendrologii PAN, PWN, Warszawa-Poznań.

JAGUSIEWICZ A. 1981: *Powietrze - człowiek - środowisko.* LSW, Warszawa.

KAROLEWSKI P. 1989: *Oddziaływanie tlenków azotu na rośliny drzewiaste (w:) Życie drzew w skażonym środowisku.* Instytut Dendrologii PAN, PWN, Warszawa-Poznań.

KISTOWSKI M. 1994: *Urban greenspace in the spatial structure of Gdańsk (w:) Proceedings of the II European Meeting of the International Network for Urban Ecology.* Memorabilia Zoologica 49, Muzeum i Instytut Zoologii PAN, 57–67.

KISTOWSKI M. 1995: *Analiza przyczynowo-skutkowych łańcuchów antropopresji jako podstawa racjonalnej gospodarki w środowisku przyrodniczym (w:) Studia krajobrazowe jako podstawa racjonalnej gospodarki przestrzennej.* PAEK, Uniw. Wrocł., Wrocław.

KISTOWSKI M. 1995: *Ocena ryzyka ekologicznego Ełku i okolic.* Uniw. Gdański, Gdańsk maszynopis.

KISTOWSKI M., REKOWSKA M., STEFANIAK B. 1993: *Tereny zieleni miejskiej w strukturze przestrzennej Gdańska.* Gdański Biul. Proekolog. 7; 6–10.

1995: *Kompendium porównawczej analizy ryzyka i oceny ryzyka.* Instytut na Rzecz Ekorozwoju Społeczności Lokalnych, Vermont.
KUDELSKA D., CYDZIK D., SOSZKA H. 1992: *Wytyczne monitoringu podstawowego jezior.* PIOŚ, Warszawa.

Adres autorów
M. Kistowski, M. Rekowska, B. Stefaniak
Katedra Geografii Fizycznej
i Kształtowania Środowiska UG
80–264 Gdańsk, ul. R. Dmowskiego 16a

Róża KOCHANOWSKA, Saturnin BOROWIEC, Lesław WOŁEJKO

Różnorodność śródpolnych użytków ekologicznych na Pomorzu Szczecińskim

Abstract

Diversity of the mid-field ecological grounds in Szczecin Pomerania. A study of mid-field ecological grounds has been initiated in the region of Szczecin Pomerania. Preliminary results are presented for two geomorphological units: the Myślibórz Lakeland (marginal moraine) and the Pyrzyce Plain (pleistocene sedimentation basin).

Field investigations were based on topographic maps in a scale of 1:10 000. Numbers of recognized objects were re-calculated for 10 km^2 area. In the fields of Myślibórz Lakeland 90 ecological grounds per 10 km^2 were found, 72% of which were post-glacial pot-holes. In the Pyrzyce Plain the recorded object density was 19/km^2, 59% of which were tree stands, mostly in form of belts.

Key words: mid field ecological grounds, pot-holes, tree stands

Wstęp

Użytki ekologiczne to obszary zajmujące siedliska marginalne, spełniające wielorakie funkcje ekologiczne, a w krajobrazie rolniczym są refugiami życia biologicznego (Olaczek 1990; Ryszkowski 1990; Karg, Karlik 1993; Kucharski, Samosiej 1993; Ilnicki 1994).

W referacie przedstawiono wstępne wyniki badań śródpolnych użytków ekologicznych Pomorza Szczecińskiego, prowadzonych w ramach projektu badawczego 5PO6H03008.

Celem pracy jest klasyfikacja użytków ekologicznych, rozpoznanie ich stanu, zasobów i walorów przyrodniczych, co powinno przyspieszyć objęcie ochroną wielu wartościowych obiektów.

Metodyka

W obrębie pięciu jednostek geomorfologicznych (sandry, morena czołowa, morena denna, obszar plejstoceńskiego zastoiska wodnego, piaski równin akumulacji wodnej) wybrano reprezentatywne arkusze map w skali 1:10 000. Zaznaczono na nich potencjalne użytki ekologiczne, przy czym w przypadku zbiorników wodnych uwzględniano obiekty o powierzchni poniżej 1 ha, natomiast w przypadku lasów oraz zbiorowisk trawiastych obiekty nie przekraczające 5 ha. Wszystkim użytkom przydzielono kod liczbowy, zawierający koordynaty lewego górnego narożnika kwadratu siatki kilometrowej i numer kolejny obiektu w kwadracie. Pod uwagę brano jedynie obiekty śródpolne.

W okresie wegetacyjnym 1995 r. przeprowadzono rozpoznanie marszrutowe, a następnie wykonano badania szczegółowe na obszarach reprezentatywnych. Na przygotowanych formularzach zarejestrowano cechy fizyczno-geograficzne obiektów: położenie, kształt, wymiary, usytuowanie w rzeźbie terenu, parametry hydrograficzne, gleby i inne. Określono sposób użytkowania i charakter antropopresji. W płatach z dobrze wykształconą roślinnością wykonano zdjęcia fitosocjologiczne metodą Braun-Blanqueta. Rejestrowano gatunki flory i fauny, mierzono średnicę potencjalnych pomników przyrody. Zgromadzone materiały zielnikowe złożono w Katedrze Ekologii i Ochrony Środowiska AR w Szczecinie. Liczbę wyróżnionych użytków ekologicznych przeliczono na obszar 10 km^2.

W referacie przedstawiono część wyników badań przeprowadzonych w obrębie Pojezierza Myśliborskiego (morena czołowa) i Równiny Pyrzyckiej (plejstoceńskie zastoisko wodne).

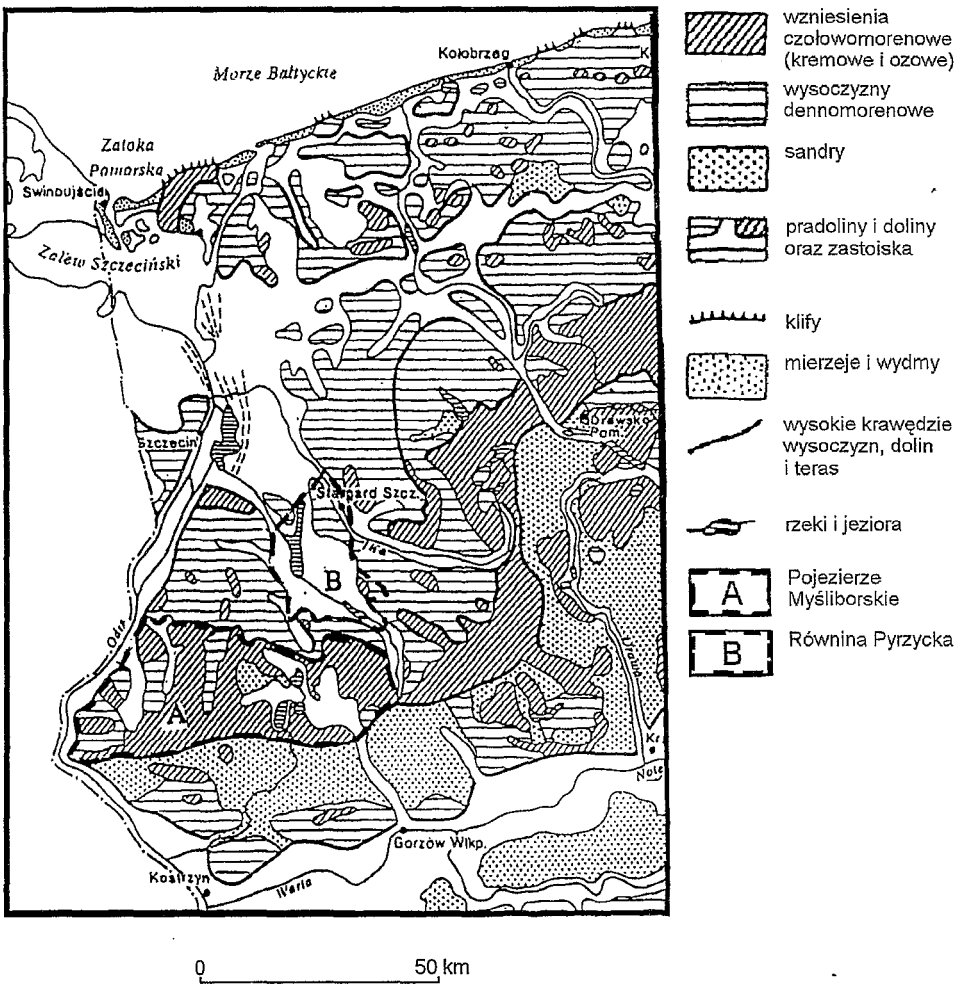
Charakterystyka geomorfologiczna i glebowa obszaru badań

Specyfika Pomorza Szczecińskiego wynika z dobrze zachowanej strefowości form geomorfologicznych krajobrazu młodoglacjalnego (rys.). Charakteryzuje się on przewagą wysoczyzn morenowych o powierzchni falistej lub płaskiej, nad którą wznoszą się zespoły form marginalnych lądolodów oraz w której wcięte są liczne formy wklęsłe w postaci rynien subglacjalnych, szlaków wód roztopowych i dolin.

Pojezierze Myśliborskie stanowi szeroką strefę form marginalnych lądolodu fazy pomorskiej, w obrębie której wyróżnia się kilka ciągów morenowych o charakterze oscylacyjno-recesyjnym. Odznaczają się one stosunkowo słabym, jak na moreny czołowe rozwinięciem form terenowych, gdyż wysokości względne form marginalnych w stosunku do na ogół płaskiej lub falistej wysoczyzny morenowej wynoszą od 3 do 10 m, ale charakterystyczna dla nich jest rzeźba o silnie zróżnicowanym mezoreliefie.

Równina Pyrzycka zbudowana jest z osadów zastoiskowych powstałych w wyniku deglacjacji arealnej tego obszaru. Powolne wytapianie się bryły martwego lodu, tamującego odpływ wód ku północy, doprowadziło do akumulacji pięciu coraz niżej położonych tarasów. Najwyższe poziomy zastoiskowe zbudowane są z piasków średnioziarnistych i drobnoziarnistych, niższe (przeważające obszarowo) z utworów pyłowych i ilastych. Miąższość tych osadów wynosi najczęściej 8–12 m, a gdzieniegdzie spod osadów zastoiskowych odsłania się glina zwałowa, wskazując, że osady zastoiskowe były akumulowane na zróżnicowanych pierwotnie podłożach. Na obszarze tym przeważają płaskie formy terenu, w których wyróżnia się krawędź biegnąca na płd.-wsch. od jeziora Miedwie i stanowiąca północno-wschodnie obrzeżenie doliny Płoni.

Obydwa te obszary różnią się również pokrywą glebową. W obrębie Pojezierza Myśliborskiego w jego południowej części przeważają gleby brunatne właściwe, wytworzone z glin lekkich,



RYSUNEK. Geomorfologia Pomorza Szczecińskiego (wg Augustowskiego)

często pylastych, oraz z glin średnich. Te ostatnie dominują w południowo-zachodniej jego części. Część północną Pojezierza Myśliborskiego (w której znajdowały się badane przez nas powierzchnie) charakteryzuje przewaga gleb brunatnych wyługowanych i pseudobielicowych, wytworzonych z powierzchniowo spiaszczonych (piaski gliniaste mocne) glin zwałowych. Na skutek erozji i dobrego drenażu przeważają gleby słabo próchniczne (70–86% powierzchni gruntów ornych), tylko w obniżeniach terenowych silnie próchniczne (4–5% powierzchni). Gleby o odczynie obojętnym i alkalicznym zajmują na tym obszarze około 20% powierzchni, słabo kwaśne 35%, kwaśne 25% i bardzo kwaśne 20% powierzchni.

W około 20% gleb występuje w profilu $CaCO_3$ (Borowiec 1984).

W obrębie Równiny Pyrzyckiej dominującym typem gleby są sławne czarne ziemie pyrzyckie. W niższych położeniach ich geneza wiąże się z nadmiernym uwilgotnieniem w przeszłości. Czarne ziemie na wyższych tarasach mają cechy czarnoziemów stepowych (Borowiec 1962), towarzyszą im gleby brunatne właściwe i pseudobielicowe na najwyższym tarasie. Skałą macierzystą są margliste utworzy pyłowe (najczęściej ilaste) i iły.

Wyniki badań

W toku badań terenowych przeprowadzonych w 1965 stwierdzono występowanie różnorodnych form śródpolnych użytków ekologicznych. Zestawienie ich według malejącej liczebności przedstawia się następująco:

- zbiorniki wodne (np. z odkrytym lustrem wody, okresowo wysychające, bez wody);
- zadrzewienia pasowe, grupowe, itp.;
- zakrzaczenia;
- wyrobiska po żwirze, piasku, glinie, ile, torfie;
- wzgórza kserotermiczne, grodziska;
- gruzowiska.

Lista form użytków ekologicznych nie jest zamknięta i będzie uzupełniana w trakcie dalszych badań. Omawiane dwie jednostki geomorfologiczne, kontrastujące pochodzeniem i ukształtowaniem terenu, różnią się też wyraźnie występującymi w ich obrębie użytkami ekologicznymi. O ile na obszarze Pojezierza Myśliborskiego występują liczne oczka śródpolne oraz kompleksowe użytki ekologiczne, w skład których wchodzą małe zbiorniki wodne, mokradła, zadrzewienia, itp. – to dla obszaru Równiny Pyrzyckiej główną formę użytków ekologicznych stanowią zadrzewienia śródpolne.

Liczba użytków ekologicznych na polach Pojezierza wynosiła średnio 90/km^2 (w tym oczka stanowiły 72%), natomiast na Równinie Pyrzyckiej na takiej samej powierzchni znajdowało się średnio 19 obiektów, w tym 59% to zadrzewienia pasowe. Ponieważ na badanym obszarze najczęściej spotykaną formą użytków ekologicznych są małe śródpolne zbiorniki wodne zwane oczkami oraz zadrzewienia, zostaną one bardziej szczegółowo omówione.

Małe śródpolne zbiorniki wodne

Wśród śródpolnych użytków ekologicznych Pojezierza Myśliborskiego zdecydowaną przewagę mają oczka glacigeniczne, czyli polodowcowe. Powstały one w wyniku stopienia martwego lodu znajdującego się w materiale morenowym, wskutek czego tworzyły się obniżenia w postaci wyraźnie zaznaczających się anomalii terenowych. W zależności od wielkości zlewni i zasilania gruntowego w oczkach woda może występować przez cały rok lub okresowo wysychać.

W oczkach posiadających większe zlewnie, po wykarczowaniu lasów w okresie kolonizacji, nastąpiło trwałe zatopienie torfu, który tworzył się w nich w środowisku leśnym. Charakterystyczny profil w dnie takich oczek składa się (Klafs, Jeschke, Schmidt 1973), poczy-

nając od dołu, z ilastej gytii, gytii organicznej, torfu niskiego oraz namułu mineralnego, utworzonego z iłu, pyłu lub piasku drobnoziarnistego przeważnie z domieszką humusu. Oczka o małej zlewni lub jej braku mają podobny układ warstw, ale często brakuje w nich warstwy namułu mineralnego, a powierzchniowa warstwa torfu – w przypadku okresowego braku wody – może ulegać zmurszeniu.

Oprócz typowych oczek glacigenicznych w krajobrazie moreny pagórkowatej i falistej występują małe zbiorniki wodne o innej genezie, nie będące wytopiskami po martwym lodzie. Przesłanką ich powstania są obniżenia terenu różnej wielkości, które wyszły z plejstocenu jako zagłębienia posiadające małą zlewnię. Zasilane mogą być przez wody gruntowe lub powierzchniowe. W okresie pokrycia lasami (na Pomorzu przeważnie do XIII–XIV w.) były one zasobne w humus i tylko częściowo lub epizodyczne znajdowały się pod wodą. Po wylesieniu napełniły się wodą, a erozja dostarczyła materiału, początkowo grubego, później drobniejszego. Dlatego w ich dnie występują spiaszczone iły lub ilaste albo pylaste piaski, brak w nich natomiast sedymentów fazy limnicznej, takich jak gytia ilasta i organiczna, charakterystycznych dla typowych oczek glacigenicznych. Często posiadają one stromy brzeg wskutek oborywania i osadzania w części przylegającej materiału zmywanego.

W obrębie byłego pyrzyckiego plejstoceńskiego zastoiska wodnego brak oczek glacigenicznych, ponieważ, jeżeli nawet były, zostały przykryte osadami sedymentującymi w rozległym zbiorniku wodnym. Dlatego nieliczne występujące tu małe zbiorniki wodne, okresowo lub stale wysychające, nie są oczkami glacigenicznymi, lecz należą do grupy drugiej, tzn. zbiorników występujących w obniżeniach terenu, zasilanych wodami gruntowymi lub powierzchniowymi, a część z nich może być pozostałością po eksploatacji iłu dla lokalnych celów.

Drobne zbiorniki wodne ze względu na niewielkie rozmiary i dużą podatność na wpływy zewnętrzne, w tym także na okresowe wahania klimatyczne, mogą w latach wilgotnych być trwałe, rzadziej okresowe, a w latach suchych częściej okresowe, rzadziej trwałe.

Na Pojezierzu Myśliborskim występują trzy typy takich obiektów: (1) z odkrytym lustrem wody, (2) zarośnięte roślinnością szuwarową oraz (3) wyschnięte zagłębienia porośnięte roślinnością trawiastą i nitrofilną.

Dominują obiekty typu pierwszego, w których powierzchnia wody pokryta jest gatunkami z rzędu *Lemnetalia: Lemna minor, L. triscula* (świadczącymi o silnej eutrofizacji) oraz *Spirodella polyrrhiza.* W większości obiektów zaznacza się jednocześnie duży udział *Polygonum amphibium.* W obrębie oczek na ogół zachowuje się strefowy układ zbiorowisk roślinnych. W zasięgu okresowych wahań poziomu wody znajdują się fragmenty zbiorowiska *Oenantho-Rorippetum* oraz zespołu *Glycerietum maximae* z udziałem licznych gatunków z rzędu *Phragmitetalia* np.: *Oenanthe aquatica, Rorippa amphibia, R. palustris, Glyceria fluitans, G. maxima, Lycopus europaeus.* Niskie szuwary z *Oenanthe* i *Glyceria* przechodzą w pas wysokich szuwarów ze związku *Phragmition*: *Typhetum latifo-*

liae, T. angustifoliae, Phragmitetum communis oraz *Sparganietum erecti*, tworzących zazwyczaj wąski pas okalający lustro wody. Towarzyszą im często płaty zbiorowisk wysokoturzycowych, wśród których zidentifikowano m.in. *Caricetum acutiformis, C. elatae*. Kolejną strefę tworzą płaty szuwaru mozgowego *Phalaridetum arundinaceae*, w który wkraczają nitrofilne gatunki: *Urtica dioica, Elymus repens, Artemisia vulgaris, Tanacetum vulgare, Cirsium arvense*, stanowiące obrzeżenia pól. Oczka te często są otoczone drzewami: *Salix alba, S. fragilis, Populus tremula, Betula pendula* oraz formą krzewiastą *Salix cinerea*, rzadziej *S. aurita, S. fragilis* oraz *Sambucus nigra* – uważany za wskaźnik eutrofizacji siedliska.

Drugi typ to obiekty z zanikającym lustrem wody, silnie uwilgotnione, z dobrze zazwyczaj rozwiniętym i zachowanym układem pasów roślinności szuwarowej z rzędu *Phragmitetalia* (opisanym powyżej).

Trzeci typ to wyschnięte zagłębienia porośnięte głównie roślinnością nitrofilną: *Urtica dioica, Cirsicum arvense, C. lanceolatum, C. obtusifolium*, roślinnością trawiastą m.in. *Deschampsia cespitosa, Poa palustris* oraz gatunkami wilgociolubnymi, reprezentującymi różnorodne klasy roślinności np.: *Juncus effusus, J. conglomeratus, J. inflexus, Symphytum officinale, Epilobium parviflorum, E. palustre*.

Na obszarze Pojezierza Myśliborskiego występują także tzw. kompleksy biotopów, składające się z oczek wodnych połączonych szuwarem roślinności bagiennej otoczonej zadrzewieniami, będącej ostoją ptactwa wodnego: (krzyżówki) *Anas platyrhynchos*, (łyski) *Fulica atra*, (łabędzia) *Cygnus olor*, (czapli) *Ardea*. Ponadto oczka stanowią wodopoje dla stad saren (*Capreolus capreolus*).

W porównaniu z Pojezierzem Myśliborskim, na równinie Pyrzyckiej występuje mała liczba oczek wodnych z przewagą typu trzeciego, w których oprócz roślinności nitrofilnej spotyka się czasami zbiorowiska trawiaste z rzędu *Molinietalia*.

Zadrzewienia

Na Pojezierzu Myśliborskim przy drogach publicznych dominują jednogatunkowe nasadzenia z *Tilia cordata, Acer platanoides, Fraxinus excelsior*, niekiedy z nieznacznym udziałem gatunków: *Fagus sylvatica, Quercus robur, Carpinus betulus, Populus nigra* oraz *Aesculus hippocastanum*. Przy drogach polnych najczęściej rosną zdziczałe drzewa owocowe: jabłonie, grusze, śliwy, czereśnie z podrostem zarośli *Rosa canina, Crataegus monogyna, Sambucus nigra* oraz siewek *Betula pendula*. W lukach między drzewami występują gatunki ruderalne, np. *Urtica dioica, Geranium robertianum, Artemisia sp., Galium aparine*.

Zadrzewienia pasowe Równiny Pyrzyckiej tworzą aleje wzdłuż dróg komunikacyjnych I rzędu, dróg polnych, a także rowów i małych cieków. Są to głównie nasadzenia rodzimych drzew liściastych, wśród których dominują *Populus nigra, Fraxinus excelsior, Acer platanoides, Tilia cordata, Salix alba* (ostatni gatunek znajduje się w recesji – wiele starych drzew jest spróchniałych, a brakuje odnowień). Bardzo rzadko spotyka się gatunki

obce, jak np. *Robinia pseudacacia*. W łukach między drzewami (zwłaszcza w zadrzewieniach wzdłuż rowów) rozwijają się spontanicznie zakrzewienia *Sambucus nigra, Crataegus sp., Prunus spinosa, Rosa sp. oraz Salix sp.* Skład warstwy zielnej uzależniony jest od warunków wilgotnościowych, zwraca jednak uwagę znikomy udział gatunków segetalnych, przechodzących z pól.

Na zboczach krawędzi doliny Płoni rozwinęły się murawy kserotermiczne, w tym fragmenty stepu ostnicowego z gatunkami z klasy *Festuco-Brometea*: *Anthericum liliago, Carex supina, Koeleria gracilis, Stipa capillata* (Prajs, Sotek, Popiela 1995). Większe kompleksy tej roślinności chronione są w dwóch rezerwatach przyrody: "Brodogóry" i "Stary Przylep", natomiast mniejsze płaty zbiorowisk kserotermicznych występują także poza terenem objętym ochroną. Stanowią one jedne z bardziej interesujących rodzajów użytków ekologicznych Równiny Pyrzyckiej.

Zagrożenia

Małe zbiorniki wodne na polach z dala od dróg i ferm hodowlanych są na ogół w dobrym stanie. Najbardziej zdewastowane spotyka się w sąsiedztwie ferm trzody chlewnej z powodu wylewania gnojowicy bezpośrednio do nich lub w ich zlewni. W sąsiedztwie dróg służą często jako dzikie wysypiska śmieci i wykorzystywane są do mycia pojazdów.

Zadrzewienia niszczone są przez pozyskiwanie drewna oraz wypalanie ściernisk i roślinności zielnej w rowach przydrożnych, co powoduje całkowite niszczenie nawet dużych, wiekowych drzew godnych ochrony jako pomniki przyrody.

Podsumowanie

Wstępne wyniki badań przeprowadzonych w okresie wegetacyjnym 1995 roku na Pojezierzu Myśliborskim i Równinie Pyrzyckiej wskazują na:

- znacznie większą liczbę użytków ekologicznych na Pojezierzu Myśliborskim (90/10 km^2) w porównaniu z Równiną Pyrzycką (19/10 km^2);
- zróżnicowanie, polegające na przewadze w ich obrębie małych zbiorników wodnych na Pojezierzu Myśliborskim w porównaniu z Równiną Pyrzycką oraz dominacji zadrzewień pasowych na Równinie Pyrzyckiej nad innymi formami użytków ekologicznych;
- zachowanie wśród użytków ekologicznych Równiny Pyrzyckiej niezwykle wartościowych pod względem przyrodniczym muraw kserotermicznych;
- dewastację małych zbiorników wodnych w sąsiedztwie ferm hodowlanych przez wylewanie bezpośrednie lub pośrednie (w zlewni) gnojowicy oraz traktowanie jako dzikich wysypisk śmieci w sąsiedztwie dróg;
- niszczenie zadrzewień przez wycinanie drzew oraz na skutek wypalania ściernisk i roślinności zielnej w rowach przydrożnych, co powoduje likwidację lub poważne uszkodzenie zakrzaczeń przydrożnych, a nawet dużych drzew.

Literatura

BOROWIEC S. 1962: *O występowaniu reliktowych czarnoziemów na terenie województwa szczecińskiego.* Przegl. Geogr. 34(4); 739–747.

BOROWIEC S. 1984: *Zróżnicowanie przestrzenne ekologicznie ważnych właściwości gleb uprawnych Pomorza Zachodniego a występowanie zbiorowisk chwastów segetalnych.* Zesz. Nauk. AR w Szczecinie 107: 21–35+9 map..

ILNICKI P. 1994: *Evaluation of agricultural landscapes in the Poznań Region in Poland.* J. of Environmental Menagement 41; 375–383.

KARG J., KARLIK B. 1993: *Zadrzewienia na obszarach wiejskich.* PAN, Poznań.

KLAFS S., JESCHKE L., SCHMIDT H. 1973: *Genese und Systematic wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR.* Arch. Natursch. u. Landschaftsforsch, Berlin, Bd 13, H4; 287–302.

KUCHARSKI L., SAMOSIEJ L. 1993: *Wyznaczanie optymalnej sieci zagłębień śródpolnych w celu ochrony zasobów gatunków dziko rosnących w krajobrazie rolniczym.* Acta Univ. Lodz., Folia Bot. 10; 109–121.

OLACZEK R. 1990: *Siedliska marginalne w systemie klasyfikacji gruntów i problemów ekologicznych w krajobrazie rolniczym.* CPBP. 10, SGGW-AR, Warszawa; 7–24.

PRAJS B., SOTEK Z., POPIELA A. 1995: *Materiały do flory kserotermicznej rezerwatów: "Brodogóry" i "Stary Przylep".* Uniw. Szczeciński (maszynopis).

RYSZKOWSKI L. 1990: *Problemy ochrony środowiska obszarów wiejskich (w): Obszary funkcjonalne w ekologicznym wariancie rozwoju kraju.* Biul. PAN, Komitet Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 148; 79–93.

Adres autorów

R. Kochanowska, S. Borowiec
Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska
AR w Szczecinie
71–434 Szczecin, ul. Słowackiego 17
L. Wołejko
Katedra Botaniki AR w Szczecinie
77–434 Szczecin, ul. Słowackiego 17

Leszek KUCHARSKI

Przyrodnicze znaczenie zagłębień bezodpływowych w rolniczym krajobrazie Pojezierza Kujawskiego

Abstract

Importance of outflowless depressions occurring in the agricultural landscape of the Kujawy Lakeland for natural environment. Kujawy Lake District is an agricultural region with a forest cover of about 10%. The majority of former bogs have been drained. Small kettle lakes are the only refuge for most protected and endangered species of Polish flora and fauna. Investigations on biological diversity of such kettle lakes have been carried out since 1994, using 24 random chosen ponds as examples. The initial resalts are shown in the table 1.

Key words: wetland, biological diversity, Kujawy

Wstęp

Pojezierze Kujawskie obfituje w niewielkie, bezodpływowe zagłębienia terenowe. Są one ważnym składnikiem krajobrazu tego regionu. Mają ogromne znaczenie dla środowiska przyrodniczego Pojezierza Kujawskiego, wpływając korzystnie na warunki produkcji rolnej na tym obszarze (Koc 1991). Badania zagłębień wykazały, że stanowią one siedlisko i schronienie dla wielu gatunków roślin i zwierząt (Kucharski, Samosiej 1990; Kucharski i in. 1994).

Najstarsze ślady uprawy roli na Kujawach pochodzą z neolitu (Cofta -Broniewska, Kośko 1982). Trwająca od około 5 tys . lat presja rolnictwa na środowisko przyrodnicze spowodowała prawie całkowite wyniszczenie naturalnej roślinności na tym terenie. Pojezierze Kujawskie należy do obszarów o najniższej lesistości w Polsce. Powierzchna lasów nie przekracza 10 % powierzchni tego regionu. W przeszłości była to kraina charakteryzująca się znacznym zabagnieniem. Dogodne warunki dla osadnictwa, a w następstwie gęste zaludnienie spowodowały, że do obecnych czasów nie przetrwały żadne większe mokradła. Jedynymi obszarami podmokłymi na tym terenie są niewielkie zagłębienia śródpolne zwane również oczkami.

Teren badań

Pojezierze Kujawskie zajmuje około 2662 km^2. Największym zbiornikiem wodnym na tym obszarze jest Jezioro Głuszyńskie o głębokości 36,5 m i powierzchni 6,1 km^2 (Kondracki 1981). Charakteryzowany mezoregion obejmuje wschodnią część Pojezierza Wielkopol-

skiego i leży pomiędzy rynną goplańską a Kotliną Płocką. Jego południową granicę wyznacza maksymalny zasięg ostatniego zlodowacenia. Stanowi ją morena czołowa z silnie zdenudowanymi pagórami, poprzedzielanymi bezodpływowymi formami wklęsłymi. Pojezierze Kujawskie przecinają jeszcze dwa ciągi moren czołowych z późniejszych faz zlodowacenia bałtyckiego. Pomiędzy strefami wzgórz morenowych rozciąga się mało urozmaicona wysoczyzna, zbudowana głównie z glin zwałowych. Tę płaską morenę denną urozmaicają liczne wytopiska, które są pozostałością po martwym lodzie. Ich wielkość waha się od 0,2 ha do 2–3 ha (Chudy S., Chudy E. 1979).

Wielkość i rozmieszczenie zagłębień bezodpływowych

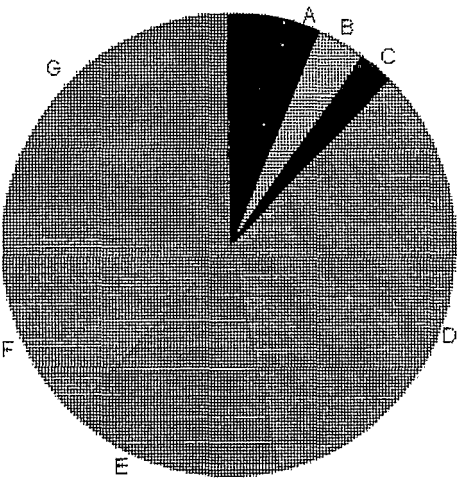
Jedną z cech oczek śródpolnych jest duże zróżnicowanie ich wielkości i głębokości. Powierzchnia tych obiektów na Pojezierzu Kujawskim waha się od 0,01 ha (w strefie moreny czołowej) do kilku ha (na obszarze płaskiej moreny dennej). Najczęściej spotyka się "oczka" o powierzchni 0,2–0,8 ha. Zagłębienia te mają kolisty kształt i średnicę od 5 do kilkuset metrów. Głębokość ich wynosi od 0,5 do 1,5 m, natomiast spadek stoków 35°. Zagęszczenie charakteryzowanych obiektów waha się od 5 do 20 zagłębień na jeden km^2, maksymalnie dochodząc do 40 szt ./km^2. Typowym zjawiskiem obserwowanym w zagłębieniach bezodpływowych są duże wahania poziomu lustra wody, które w okresach suszy może zupełnie zanikać. Często zdarzają się sytuacje odwrotne, gdy po ulewnych deszczach przybór wody jest tak duży, że przekracza granice "oczka" obejmując swoim zasięgiem także sąsiadujące z nim pola.

Charakterystyka przyrodnicza zagłębień bezodpływowych

Flora

Bezodpływowe zagłębienia stanowią w rolniczym krajobrazie Pojezierza Kujawskiego jedyną ostoję dla wielu gatunków roślin, w tym również dla taksonów umieszczonych na liście roślin zagrożonych i wymierających w Polsce (Zarzycki i in. 1992). Znaleziono tu ponad 20 takich gatunków, wśród których na uwagę zasługują: turzyca ciborowata (*Carex bohemica*), lipiennik Loesela (*Liparis loeselii*), turzyca bagienna (*Carex limosa*), goździk pyszny (*Dianthus superbus*), kruszczyk błotny (*Epipactis palustris*), 7 gatunków ramienic (*Chara*) i mech (*Drepanocladus sendtneri*). Do cennych gatunków należą również halofity. W śródpolnych "oczkach" notowano m.in.: świbkę nadmorską (*Triglochin maritimum*), komonicę skrzydlatostrąkową (*Tetragonolobus maritimus*), sitowiec nadmorski (*Scirpus maritimus*), turzycę odległokłosą (*Carex distans*) i ponikło jednoprzysadkowe (*Eleocharis uniglumis*). Wśród rzadkich i ginących gatunków są także rośliny związane z torfowiskami i wilgotnymi łąkami. Do najcenniejszych należą: krzyżownica gorzkawa (*Polygala amarella*), ożanka czosnkowa (*Teucrium scordium*), tarczyca oszczepowata (*Scutellaria hastifolia*), rosiczka okrągłolistna (*Drosera rotundifolia*), jeżogłówka najmniejsza (*Sparganium mi-*

nimum), zamętnica błotna (*Zanichellia palustris*), wolffia bezkorzeniowa (*Wolffia arrhiza*) i wiele gatunków roślin zarodnikowych (Kucharski, Samosiej 1990; Kucharski 1992).



RYSUNEK 1. Grupy siedliskowe roślin występujących w bezodpływowych zagłębieniach na obszarze Pojezierza Kujawskiego: A – gatunki wodne, B – gatunki siedlisk suchych, C – gatunki zamieszkujące brzegi wód, D – gatunki łąkowe, E – gatunki siedlisk antropogenicznych, F – gatunki leśne i zaroślowe, G – gatunki torfowiskowe

Fauna

Dotychczas nie prowadzono badań fauny zamieszkującej śródpolne zagłębienia terenowe na obszarze Pojezierza Kujawskiego. Cała wiedza o zwierzętach występujących na omawianym terenie oparta jest na wynikach badań rozpoczętych w 1994 r. (Kucharski i in. 1994). Trwające zaledwie półtora roku obserwacje wykazały, że bogactwo gatunkowe zamieszkujących je zwierząt zależy od wielu nie zawsze do końca poznanych czynników. Jednym z najważniejszych jest stale utrzymujące się lustro wody. Inne to: żyzność siedliska, obecność drzew i krzewów, odległość od siedzib ludzkich i istnienie wąskiego pasa izolującego "oczko" od otaczających je pól.

"Oczka" śródpolne są środowiskiem życia dla wielu rzadkich gatunków ważek, chruścików, pluskwiaków i innych gatunków zwierząt bezkręgowych. Notowano tu również liczne ginące i chronione gatunki zwierząt kręgowych, m.in: kumaka nizinnego (*Bombina bombina*), rzekotkę drzewną (*Hyla arborea*) i zaskrońca (*Natrix natrix*). Zagłębienia polodowcowe są również miejscem lęgowym dla wielu gatunków ptaków, między innymi dla błotniaka stawowego (*Circus aeruginosus*) i łabędzia niemego (*Cygnus olor*).

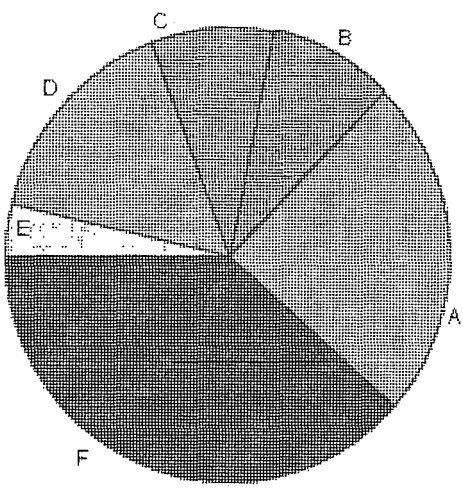
Roślinność

W zagłębieniach śródpolnych rozwinęły się fitocenozy około 80 zbiorowisk i zespołów roślinnych należących do 13 klas fitosocjologicznych. Odnotowano w nich wiele zbiorowisk rzadkich w skali kraju i regionu. Wśród zespołów wodnych na uwagę zasługują: *Wolffietum arrhizae, Riccietum fluitantis, Potamogetonetum graminei, Zanichellietum palustris* oraz zbiorowiska budowane przez ramienice (*Chara*). Z zespołów terrofitów letnich najcenniejszymi są: *Eleocharito-Caricetum bohemicae* i *Stellario-Isolepidetum setacei*. Na uwagę zasługują również zbiorowiska słonolubne, np .: *Scirpetum maritimi, Caricetum distichae* i zbiorowisko z dominującą świbką morską (*Triglochin maritimum*) oraz ginące na tym obszarze zbiorowiska torfowisk przejściowych i wysokich. Zdecydowa-

nie największą powierzchnię zajmują fitocenozy zespołów szuwarowych.

Roślinność rzeczywista porastająca zagłębienia polodowcowe pod wpływem antropopresji uległa zasadniczym zmianom. Długotrwały jednostronny wpływ gospodarki człowieka na te siedliska spowodował, że porastająca je roślinność charakteryzuje się:

- silnym rozdrobnieniem fitocenoz; rzadko jednorodne płaty zbiorowiska przekraczają powierzchnię 500 m^2,
- dużym bogactwem zbiorowisk roślinnych przy ich ubóstwie florystycznym,
- fluktuacją w rozmieszczeniu płatów zespołów roślinnych w "oczkach", która spowodowana jest dużymi wahaniami lustra wody i trofii w charakteryzowanych siedliskach,



RYSUNEK. 2. Udział różnych zbiorowisk w roślinności występującej w zagłębieniach bezodpływowych Pojezierza Kujawskiego: A – zbiorowiska wodne, B – zbiorowiska porastające brzegi wód, C – zbiorowiska antropogeniczne, D – zbiorowiska łąkowe, E – zbiorowiska leśne i zaroślowe, F – zbiorowiska torfowiskowe

- niewielkim udziałem w roślinności formacji leśnych i zaroślowych,
- zwiększającą się powierzchnią fitocenoz zbiorowisk antropogenicznych.

Różnorodność biologiczna

Ochrona różnorodności biologicznej jest obecnie jednym z pilniejszych zadań, które stoją przed ludzkością. Wskutek rabunkowej działalności gospodarczej z systemów ekologicznych Ziemi znikają bezpowrotnie składniki, które powstały w wyniku trwającej wiele milionów lat ewolucji i których nie potrafimy odtworzyć.

W 1994 r. rozpoczęto kompleksowe badania flory i fauny 24 losowo wybranych bezodpływowych zagłębień w południowo-wschodniej części Pojezierza Kujawskiego. Głównym celem podjętych badań jest określenie roli tych siedlisk w zachowaniu różnorodności biologicznej tego silnie zmienionego przez rolnictwo regionu. Wstępne wyniki wykazały, że te izolowane "wyspy" wśród pól uprawnych są jedyną ostoją dla dziesiątków gatunków roślin i zwierząt preferujących siedliska wilgotne. Znajdowano tu liczne ginące i rzadkie gatunki, których zakres tolerancji ekologicznej jest niewielki.

W tabeli 1 podano wstępne dane dotyczące różnorodności biologicznej 24 "oczek" śródpolnych na obszarze południowo-wschodniej części Pojezierza Kujawskiego. W tabeli podano tylko część opracowanych danych, które zebrano od połowy 1994 r. do połowy 1995 r.

TABELA 1. Flora i fauna 24 losowo wybranych "oczek" śródpolnych na obszarze Pojezierza Kujawskiego (Kucharski i in. 1994)

Nazwa grupy organizmów	Łączna liczba gatunków w badanych "oczkach"	Przeciętna liczba gatunków w "oczku"
Glony (*Algae*)	250	30–120
w tym:		
Okrzemki (*Bacillariophyta*)	130	10–70
Ramienice (*Charales*)	3*	–
Sinice (*Cyanophyta*)	20*	–
Mszaki (*Bryophyta*)	40	1–15
Rośliny naczyniowe (*Plantae vasculares*)	270	27–112
Grzyby (*Mycota*)	63	1–12
Porosty (*Lichenes*)	5	0–4
Wioślarki (*Cladocera*)	22	1–12
Chruściki (*Trichoptera*)	22	0–9
Ważki (*Odonata*)	31	8–20
Ryby (*Pisces*)	3*	–
Płazy (*Amphibia*)	11	1–8
Gady (*Reptilia*)	2*	–
Ptaki (*Aves*)	30	1–11
Ssaki (*Mammalia*)	2*	–

* – organizmy występujące tylko w niektórych oczkach.

Ochrona

W ostatnich latach obserwuje się dramatyczne zmniejszanie się powierzchni mokradeł na obszarze Polski Środkowej (Olaczek i in. 1990; Pisarek 1993; Kucharski, Pisarek 1994). Większość dolin rzecznych i dużych kompleksów torfowiskowych została osuszona i zamieniona na wysokoproduktywne łąki. Na Pojezierzu Kujawskim ingerencja człowieka jest znacznie dalej posunięta. Tu osuszone mokradła zamienia się w uprawne pola. Małe zagłębienia śródpolne stają się jedynymi ostojami dla naturalnej i półnaturalnej roślinności oraz fauny zamieszkującej wilgotne siedliska w tym rolniczym, pozbawionym lasów krajobrazie. Dlatego konieczna jest ich ochrona. Możliwości takie daje nowa ustawa o ochronie przyrody z 1992 r., w której przewidziano tworzenie użytków ekologicznych jako jedną z form ochrony dla tego typu siedlisk. Przeprowadzone pod koniec lat 80-tych badania roślinności zagłębień śródpolnych w południowo-wschodniej części Pojezierza Kujawskiego wykazały, że aby zachować 90 % flory roślin naczyniowych "oczek" śródpolnych tego regionu, należy objąć ochroną nie mniej niż 20

zagłębień o łącznej powierzchni 14,5 ha na każde 10 km^2 terenów rolniczo użytkowanych (Kucharski, Samosiej 1992).

Literatura

CHUDY S., CHUDY E. 1979: *Ekologiczne warunki rozwoju podregionu włocławskiego.* PWN, Warszawa, 31–42.

COFTA-BRONIEWSKA A., KOŚKO A. 1982: *Historia pierwotna społeczeństw Kujaw.* Bydgoskie Towarzystwo Naukowe, Prace Wydziału Humanistycznego, ser. C, 4–55.

KOC J. 1991: *Produktywność agrocenoz w odwodnionych zagłębieniach bezodpływowych.* Acta Acad. Agricult. Tech. Olst., Agricultura 52; 3–16.

KONDRACKI J. 1981: *Geografia fizyczna Polski.* PWN, Warszawa, 297–298.

KUCHARSKI L. 1992: 15. *Agriculture -Induced Changes in Vegetation Growing on Hydrogenic Soils of Kujawy.* [w:] *Some Ecological Processes of the Biological Systems in North Poland.* Nicol. Copernici University Press, Toruń, 361–378.

KUCHARSKI L., ADAMCZYK J., MAJECKI J., JURASZ W., ŻELAZNA-WIECZOREK J., TOŃCZYK G., HEJDUK J. 1994: *Rola zagłębień śródpolnych w zachowaniu biologicznej różnorodności południowej części Kujaw.* Instytut Ekologii i Ochrony Środowiska UŁ (maszynopis).

KUCHARSKI L., PISAREK W. 1994: *Charakterystyka i waloryzacja mokradeł i użytków zielonych w Polsce Środkowej w aspekcie ochrony środowiska.* Katedra Botaniki UŁ (maszynopis).

KUCHARSKI L., SAMOSIEJ L. 1990: *Szata roślinna zagłębień śródpolnych Kujaw Południowych.* [w:] *Użytki ekologiczne w krajobrazie rolniczym.* CPBP 04.10. Wyd. SGGW-AR, Warszawa, 68–82.

KUCHARSKI L., SAMOSIEJ L. 1993: *Wyznaczanie optymalnej sieci zagłębień śródpolnych w celu ochrony zasobów gatunków dziko rosnących w krajobrazie rolniczym.* Acta Univ. Lodz., Folia Bot. 10, 109–121.

MATUSZKIEWICZ W. 1981. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski.* PWN,Warszawa.

OLACZEK R., KUCHARSKI L., PISAREK W. 1990: *Zanikanie obszarów podmokłych i jego skutki środowiskowe na przykładzie województwa piotrkowskiego (zlewnie Pilicy i Warty).* Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej 18; 141–199.

PISAREK W. 1993. *Ocena zagrożenia i perspektywy zachowania flory oraz sigmasocjacje terenów podmokłych na Wyżynie Przedborskiej.* Katedra Botaniki UŁ(praca doktorska).

TUTIN T. G. (ed.) 1964–1980. *Flora Europaea.* At the University Press, Cambridge, t. 1–5.

ZARZYCKI K., WOJEWODA W., HEINRICH Z. (red.) 1992. *Lista zagrożonych roślin w Polsce.* PAN, Instytut Botaniki im. W. Szafera, Kraków, 7–19; 79–98.

Adres autora

L. Kucharski

Katedra Botaniki UŁ

90–237 Łódź, ul. S. Banacha 12/16

Krzysztof NYC, Szymon KAMIONKA

Rola stawów rybnych w kształtowaniu warunków środowiskowych obszarów wiejskich

Abstract

The fish ponds effect on forming of environmental conditions in rural areas is presented in paper basing on the field investigations from 1986–1995 on 1700 ha Młodzianów-Potasznia object. The object is localized in the Barycz river valley in direct neighourhood of Stawy Milickie reserve. The assessment of influence of fish ponds system exploitation on habitat conditions of adjacent cultivated areas is made basing on the soil moisture measurements, groundwater and surface water levels, infiltration from ponds and ditches. It was found that the fish ponds with net of ditches have caused the significant increase of soil moisture in growing period and rising of the groundwater table, increasing the resources of effective water retention in soil. It also have caused the flora and fauna enrichment in adjacent areas, microclimate amelioration and it have led to profitable changes in environmental conditions.

Key words: soil retention, fish pond

Wstęp

Warunki środowiskowe obszarów wiejskich kształtują eksploatowane systemy melioracyjne, wśród których znaczącą rolę odgrywają stawy rybne. Poza funkcją produkcyjną korzystnie wpływają one na stosunki hydrologiczne zlewni rzecznych oraz wzbogacają walory przyrodnicze środowiska geograficznego. Budowane przeważnie na obszarach o małej produkcyjności rolniczej, na glebach o wadliwych właściwościach fizykowodnych, poprawiają ich żyzność, stanowiąc element tzw. małej retencji wodnej. Zakładanie i eksploatacja stawów rybnych jest przykładem działalności gospodarczej na obszarach wiejskich, która w szerokim zakresie godzi wymagania ochrony środowiska przyrodniczego z działalnością gospodarczą człowieka. Przy prowadzeniu odpowiedniej eksploatacji stawów rybnych następuje spowolnienie procesów eutrofizacji wód powierzchniowych, zmniejszenie intensywności odpływu wód gruntowych z terenów przyległych oraz zwiększenie uwilgotnienia gleb nawet na znacznej odległości od stawów.

Z przeglądu piśmiennictwa, a także własnych wieloletnich badań wynika, że różnego rodzaju spiętrzenia powodowane budowlami i urządzeniami hydrotechnicznymi (jazy, zbiorniki wodne, stawy rybne, doprowadzalniki wody itd.) odgrywają istotną rolę w kształtowaniu zasobów wód gruntowych i podziemnych (Brandyk 1990; Marcilonek i in. 1990; Nyc i in. 1992). Przyczyniają się one do

powstawania zmian stosunków przyrodniczych i gospodarczych obszarów z nimi sąsiadujących. Obserwowane negatywne czy pozytywne skutki podpiętrzania wody wynikają z lokalnych warunków hydrogeologicznych i glebowych, a także ze sposobu melioracji systemu oraz sprawności jego eksploatacji (Somorowski i in. 1993).

W sąsiedztwie zbiorników wodnych można zaobserwować charakterystyczne obszary bezpośredniego ich wpływu na wody gruntowe oraz zmianę kierunku i natężenia jej przepływu. Zasięg stref bezpośredniego wpływu zbiornika ocenia się na kilkanaście do kilkudziesięciu, a nawet kilkuset metrów (Hańczarski, Sokołowski 1977).

W strefie bezpośredniego wpływu zbiornika ruch wody gruntowej odbywa się w kierunku od zbiornika (piętrzenia) na teren przyległy. Za tą bezpośrednią strefą oddziaływania zbiornika obserwuje się strefy utrudnianego odpływu wód podziemnych z własnych lub obcych zlewni i ich podpiętrzenie. Dynamika kształtowania się tych wód zależy głównie od przebiegu zjawisk hydrologicznych i meteorologicznych w zlewni, mniej od samego zbiornika wody spiętrzonej. Jest to pośrednie oddziaływanie zbiornika wodnego.

Flisowski i Wieczysty wyróżnili trzy strefy wpływu spiętrzenia: przybrzeżna, środkowa i zewnętrzna (Flisowski, Wieczysty 1965; Wieczysty 1982). Strefa przybrzeżna obejmuje obszar, gdzie stan wody podziemnej (h) jest funkcją stanów wody powierzchniowej spiętrzonej (H), czyli $h = f(H)$.

Strefa środkowa obejmuje teren, na którym stan wody podziemnej jest zależny od opadów atmosferycznych (P), czyli $h = f(P)$. Strefa zewnętrzna charakteryzowana jest przez zależność stanów wód podziemnych od dopływu podziemnego (q), czyli $h = f(q)$.

W opracowaniu przedstawiono niektóre wyniki badań terenowych prowadzonych w latach 1986–1995 na kompleksie milickich stawów rybnych w dolinie rzeki Baryczy. Badania dotyczą oceny warunków wodnomelioracyjnych na 1700 ha obszarze użytków rolnych przylegających do systemu stawów rybnych wchodzących w skład rezerwatu Stawy Milickie. Określona jest tu rola stawów w kształtowaniu zasobów retencji gruntowej na sąsiednich obszarach produkcji rolniczej.

Charakterystyka obiektu oraz zakres badań

Obiekt badań położony między miejscowościami Młodzianów i Potasznia, w odległości ok. 10 km od Milicza, stanowi zwarty kompleks o ogólnej powierzchni 1700 ha, głównie użytków rolnych (92,8 %), lasy stanowią 3,6 %, inne 3,6 %. Przeważają tu gleby przepuszczalne (piaski luźne, słabo gliniaste i gliniaste) 79,1 %. Pozostałą część zajmują gleby organiczne 4,9 % oraz utwory mineralne średniozwięzłe i zwięzłe 16 % (gliny, utwory pylaste, iły). Zalegają one na czwartorzędowych utworach wodonośnych wytworzonych z piasków różnoziarnistych i żwirów o miąższości od 3 do 10 m. Pomierzony na obiekcie współczynnik filtracji gleb (przy wykorzystaniu metody

Erkina) jest zróżnicowany przestrzennie i średnio wynosi 121 cm/dobę, co świadczy o dość dobrym przewodnictwie wodnym.

Obiekt badawczy otoczony jest ze wszystkich stron siecią hydrograficzną. Od północy przylega do rzeki Baryczy, od zachodu do stawów hodowlanych Andrzej i Grabownica. Od wschodu graniczy ze stawami narybkowo-kroczkowymi Jasny, od południa z kanałem Błociec, zasilającym w wodę system melioracyjny. Teren posiada spadek powierzchni w kierunku północno-zachodnim. Taki też jest główny kierunek przepływu wód gruntowych. Sąsiadujące z obiektem badań stawy rybne są spuszczalne, a kroczkowe mają możliwość osuszenia. Spuszczanie wody stawowej odbywa się od września do listopada; napełnianie – zimą i wiosną, zależnie od zasobów wody dyspozycyjnej.

Obiekt leży w strefie opadów normalnych (1891–1930) 615 mm rocznie, w tym 371 mm przypada na okres wegetacyjny (tab. 1). W latach 1987–1995 suma opadów okresu wegetacyjnego (IV–IX) była najniższa w 1992 r. (180 mm), a najwyższa w 1995 r. – 449 mm. W półroczu zimowym (X–III) najwyższa suma opadów występowała w 1992 r. (286 mm), najniższa zaś w 1989 r. (166 mm).

Tak więc rok 1992 powszechnie uważany za wybitnie suchy obfitował w opady półrocza zimowego, co znacząco odbudowało zasoby retencji gruntowej i wody powierzchniowej, łagodząc skutki suszy atmosferycznej.

Do oceny lat charakterystycznych pod względem wysokości opadów przyjęto następujące kryteria kwalifikacji sum opadów o prawdopodobieństwie występowania (%):

- poniżej 20 – okres mokry,
- 20–39 – średnio mokry,
- 40–59 – normalny (przeciętny),
- 60–79 – średnio suchy,
- powyżej 80 – suchy.

Jak wynika z danych zestawionych w tabeli 2 w okresie 1986/87–1994/95 półrocze zimowe (X–III) zakwalifikowane do suchych wystąpiło tylko w 1989 r., do średnio suchych – w 1990, 1991 i 1993 roku, do normalnych (przeciętnych) tylko w 1988 r., średnio mokrych w 1994 i 1995 roku oraz do mokrych w 1981 i 1992 roku. W okresie wegetacyjnym (IV–IX) lata suche wystąpiły w 1989, 1990, 1991 i 1992 roku, średnio suche w 1993 i 1994 roku, normalne w 1987 i 1988 roku oraz na granicy roku mokrego znalazł się okres wegetacyjny 1995 roku. Opady półrocza zimowego znacząco rzutowały na kształtowanie się poziomów wód gruntowych i uwilgotnienia gleb.

Zasoby retencji gruntowej terenów przystawowych

System stawów rybnych wyposażony w sieć hydrograficzną i budowle piętrzące do zasilania zbiorników wody, a także do ich odwodnienia, wpływa znacząco na kształtowanie się wód gruntowych sąsiadujących z nim rolniczych obszarów wiejskich. Utrudniony przez różnego rodzaju piętrzenia odpływ powierzchniowy i gruntowy zwiększał efektywność działania opadów atmosferycznych. Przykładowe wykresy hydroizohips z terminów okresu wczesnowiosennego i letniego 1993 i 1994 r. o różnej

TABELA 1. Miesięczne i okresowe sumy opadów (mm) na obiekcie Młodzianów-Potasznia

Rok	Miesiąc														
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	X–III	IV–IX	I–XII
1891–1930	40	31	39	45	58	64	88	69	47	47	41	46	244	371	615
1987	42	38	21	47	34	75	85	80	56	34	66	41	214	377	619
1988	38	47	55	22	31	66	71	92	93	14	38	63	281	375	630
1989	10	25	16	46	35	52	51	37	18	26	52	32	166	239	400
1990	15	37	18	27	12	96	34	54	56	28	59	38	180	279	474
1991	17	19	27	38	46	93	48	29	44	21	61	50	188	298	493
1992	28	37	89	16	31	40	37	39	17	28	37	40	286	180	439
1993	27	28	27	13	80	76	77	38	61	47	31	80	187	345	585
1994	34	13	66	45	76	26	63	85	31	25	24	47	271	326	535
1995	39	70	42	41	45	134	40	88	100	–	–	–	247	448	–

TABELA 2. Ocena okresowych sum opadów (*P*) na obiekcie Młodzianów-Potasznia

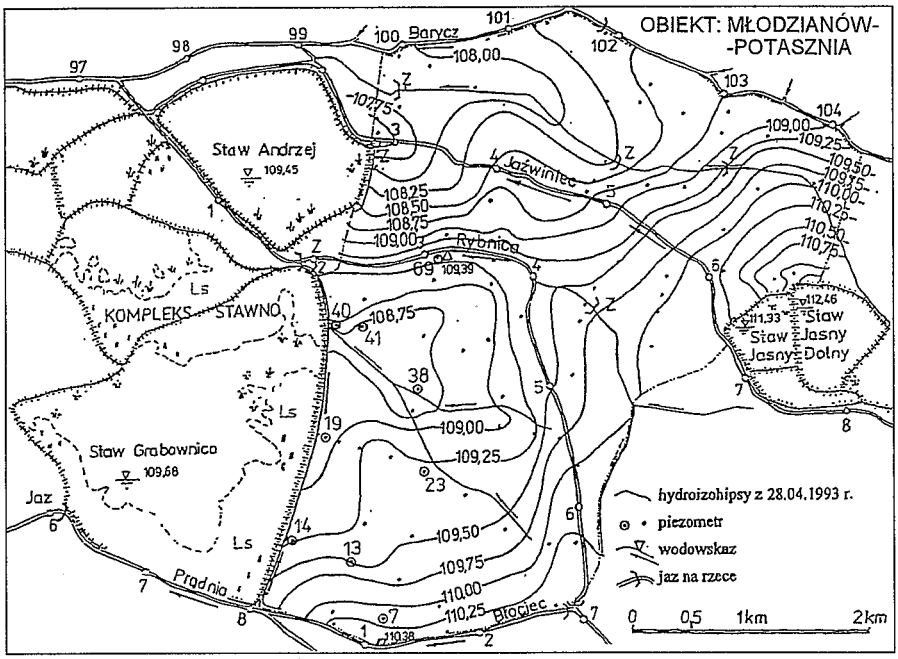
Rok	X–III			IV–IX			I–XII		
	P (mm)	prawdopodobieństwo (%)	charakterystyka okresu	*P* (mm)	prawdopodobieństwo (%)	charakterystyka okresu	*P* (mm)	prawdopodobieństwo (%)	charakterystyka okresu
1987	214	51	normalny	377	53	normalny	619	44	normalny
1988	281	16	mokry	375	54	normalny	630	42	normalny
1989	166	81	suchy	239	94	suchy	400	94	suchy
1990	180	73	śr. suchy	279	90	suchy	474	86	suchy
1991	188	66	śr. suchy	298	83	suchy	493	84	suchy
1992	286	16	mokry	180	98	suchy	439	92	suchy
1993	187	66	śr. suchy	345	67	śr. suchy	585	56	normalny
1994	271	21	śr. mokry	326	75	śr. suchy	535	74	normalny
1995	247	30	śr. mokry	448	19	mokry	–	–	–

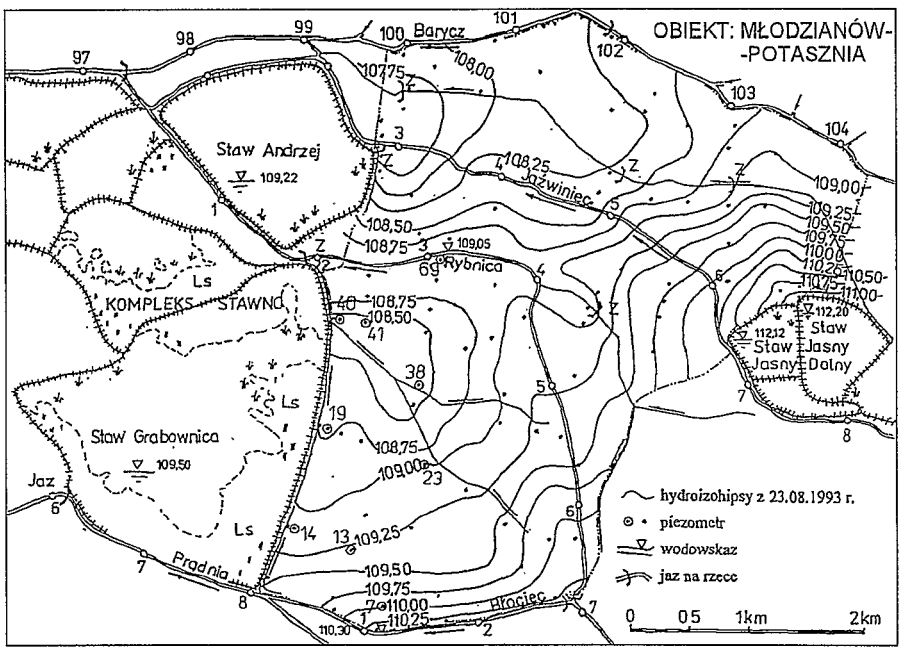
wysokości opadów półrocza zimowego wskazują na ich wyraźny wpływ na kształtowanie się poziomu wód gruntowych obszarów przystawowych (rys. 1 i 2). Wyższe o 84 mm sumy opadów półrocza zimowego 1994 roku przyczyniły się do wyższych rzędnych zalegania zwierciadła wody gruntowej o ok. 50 do 100 cm, wpływając zasadniczo na stan uwilgotnienia gleb. W półroczach letnich 1993 i 1994 roku zakwalifikowanych do średnio suchych, wody gruntowe zalegały na podobnej głębokości. Hydroizohipsy wskazują na podobny kierunek spadku zwierciadła wody gruntowej na obiekcie. Jest on generalnie zgodny ze spadkiem powierzchni terenu analizowanej doliny rzeki Baryczy. Kanały zasilające system stawów (Kanał Błociec, rzeki Prądnia i Rybnica), w wyniku oddziaływania jazów piętrzących i regulacyjnych, a także spiętrzone wody stawowe przez cały okres działają zasilająco, kształtując na odpowiednim poziomie zwierciadło wody gruntowej całego obiektu. W bezpośrednim sąsiedztwie stawów zauważa się drenujące działanie rowów opaskowych odprowadzających wody do Baryczy. Łagodzi to bezpośredni wpływ wód spiętrzonych w stawie na teren bezpośrednio do nich przylegający. Dla oceny wskaźnika przesiąków ze stawów towarowych wykonano młynkiem hydrometrycznym serię pomiarów objętości przepływów w dwóch przekrojach rowu opaskowego. Stwierdzone wartości przyrostu przepływu wody były zależne od wysokości spiętrzenia wody w stawie i przeciętnie wynosiły 1,7 l/s. km rowu opaskowego. Podobne pomiary przepływu wykonane na cieku Rybnica (doprowadzalnik) wykazały ubytek przepływu w ilościach od 1,3 do 9,8 l/s. km, świadcząc o procesie infiltracji wody z rzeki na teren przyległy.

Zarówno informacje literatury (Muratowa 1989), jak też wyniki bezpośrednich pomiarów stanu wód gruntowych i uwilgotnienie gleb, prowadzone w różnych odległościach od źródła zasilania (staw, doprowadzalnik) wskazały, że spiętrzenia wody oddziaływają zasilająco na znacznej od nich odległości. Rowy opaskowe przechwytują więc tylko część przesiąków ocenianych na ok. 13–15% ogólnego zasilania w wodę terenów przyległych (Sokołowski 1976). Kształtowanie się stanów wód gruntowych i uwilgotnienia gleb na 1700 ha obiekcie Młodzianów-Potasznia jest efektem:

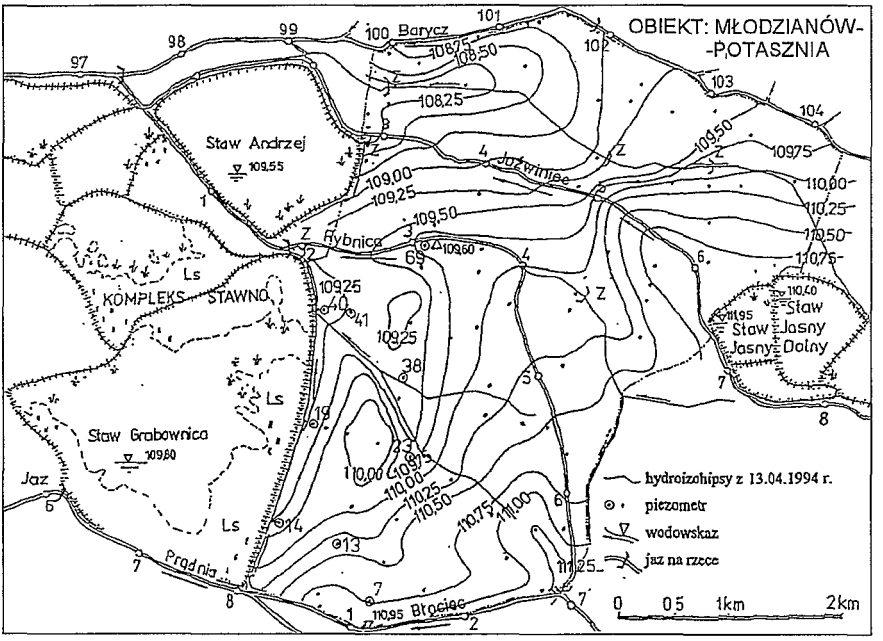
- zasilania obszaru opadem atmosferycznym,
- realizacji uzupełniających nawodnień (podsiąkowych),
- infiltracji wody ze stawów rybnych oraz doprowadzalników,
- dopływu wód obcych (powierzchniowych i gruntowych) z sąsiednich terenów wyżej położonych,
- działania systemu odwadniającego (drenowanie wraz z odpływami) oraz rowów opaskowych,
- ubytku wody z profilu glebowego w wyniku ewapotranspiracji.

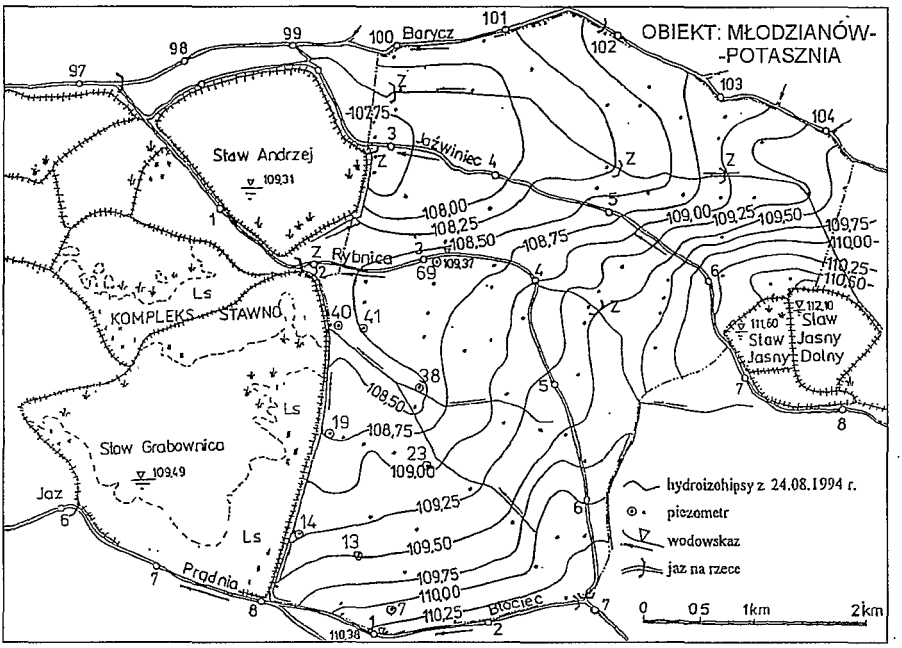
W okresie półrocza zimowego, w warunkach występowania przewagi opadu nad parowaniem, następuje wzrost poziomów zwierciadła wody gruntowej, dając przeważnie wysokie zasoby retencji wodnej. W okresie wegetacyjnym zapotrzebowanie na wodę najczęściej przewyższa zasilanie, czego konsekwencją jest sukcesywne obniżanie się poziomu wód





RYSUNEK 1. Mapa hydroizohips z 28.04 oraz 23.08. 1993 r. na obiekcie Młodzianów-Potasznia





RYSUNEK 2. Mapa hydroizohips z 13.04 oraz 24.08. 1994 r. na obiekcie Młodzianów-Potasznia

gruntowych i uwilgotnienia gleb. Dopiero skoncentrowane opady letnie przekraczające 30–40 mm w okresie dekady powodowały znaczący przyrost stanów wód gruntowych. Pomiary uwilgotnienia gleb do głębokości 150 cm wykazały wyższe wartości w bliższym sąsiedztwie stawów lub doprowadzalników, zwłaszcza w strefie zastoiskowej, występującej w odległości 50–150 m od stawów. Stwierdzone pomiarami maksymalne zróżnicowanie zapasów wody, świadczące o wykorzystaniu retencji wodnej w okresie wegetacyjnym, znacznie przekraczało 200 mm (do 276 mm). Średnio na obiekcie zasoby efektywnej retencji gruntowej wynosiły ok. 150 mm. Na jej wielkość w znacznym stopniu wpływała wysokość opadów atmosferycznych, głównie półrocza zimowego. Przykładowe wartości efektywnej retencji gruntowej, jaka wystąpiła na badanym obiekcie, podano w tabeli 3.

W sąsiedztwie kompleksu stawów rybnych w wyniku przekształceń obiegu wody znacząco wzrosły odnawialne zasoby retencji wodnej gleb, zwiększając żyzność siedlisk z natury ubogich w wodę i składniki mineralne – gleb przepuszczalnych skłonnych do przesuszenia.

Wyniki badań i obserwacji terenowych prowadzonych w latach 1986–1995 na obiekcie Młodzianów-Potasznia wykazały, że eksploatowane urzadzenia wodnomelioracyjne stanowiące system stawów rybnych przyczyniają się do istotnych zmian w reżimie wód gruntowych na sąsiednich terenach użytkowanych rolniczo. W okresach występowania niedoborów opadów obszary przystawowe korzystają ze znacznych zasobów wody pochodzacej z infiltracji ze stawów i doprowadzalników. Ponadto liczne spiętrzenia wody przyczyniają się do lepszego zagospodarowania naturalnych zasobów przyrody przy efektywniejszym wykorzystaniu opadów atmosferycznych.

Ekologiczne walory stawów w środowisku przyrodniczym

Na obszarze objętym wodnomelioracyjnym systemem stawów rybnych można wyodrębnić antropogeniczne ekosystemy: stawy rybne, łąki i pastwiska, pola orne. Wszystkie one są pod wpływem stałej działalności człowieka. Stawy jako niewielkie zbiorniki wodne kształtują lokalny mikroklimat i stosunki hydrologiczne oraz retencję wodną terenów przyległych. Przyczyniają się również do urozmaicenia krajobrazu rolniczego. Stawy uczestniczą w procesie samooczyszczania się wód, czemu sprzyjają zamknięte obiegi składników pokarmowych. Według przyrodniczej oceny bardzo cenne są zarówno powierzchnie wody stawowej, jak też do nich przylegające zbioro-

TABELA 3. Przykładowe wartości retencji gruntowej (mm) na obiekcie Młodzianów-Potasznia

Rok	Nr piezometru i profilu glebowego								
	7	13	14	19	23	38	40	41	69
1989	103	135	83	142	223	118	79	130	193
1990	100	110	118	144	182	153	95	138	219
1991	107	175	136	114	263	210	134	162	276

wiska szuwarowe, oczeretowe i olsowe. Ekolodzy podkreślają szczególną rolę ekotonu, czyli styku ekosystemów lądowych i wodnych, który charakteryzuje się największą różnorodnością i bogactwem gatunkowym roślin i zwierząt. Na obiektach stawowych strefa ta jest szczególnie mocno rozwinięta, gdyż obejmuje nie tylko przestrzeń grobli stawowych, lecz również wyspy, wypłycenia oraz sieć doprowadzalników i odprowadzalników, a także rowów opaskowych.

Szczególnie aktywną i cenną grupę stanowią tu ptaki wodne i błotne. Wiele rzadkich, a nawet ginących gatunków ptaków znajduje tu warunki do gniazdowania. Charakteryzowany obiekt Młodzianów-Potasznia sąsiaduje z kompleksami stawowymi, stanowiącymi rezerwat ornitologiczny Stawy Milickie. Jest to jedno z najcenniejszych siedlisk ptaków w Europie. Z 232 gatunków krajowych ptaków lęgowych w wyżej wymienionym rezerwacie stwierdzono 162 gatunki oraz 4 prawdopodobnie lęgowe. Łącznie z migrantami doliczono się aż 251 gatunków. Na stawach gnieździ się najliczniejsza w Europie Środkowej populacja gęsi gęgawy. Jedyne stałe miejsce lęgowe w kraju ma tu czapla purpurowa, a bąk osiąga najwyższą liczebność. Występuje tu również bogata szata roślinna, wśród której stwierdzono 17 gatunków chronionych. Czynnikiem, który mocno ingeruje w ekosystem stawu, jest eksploatacja rybacka. Intensyfikacja chowu ryb nie sprzyja rozwojowi siedlisk ptaków. Także brak działalności gospodarczej człowieka przyczynia się do zanikania sztucznych zbiorników w wyniku ich zamulania i zarastania. Nadmierna intensyfikacja produkcji przez nawożenie, podpiętrzanie stawów i zwiększanie obsady ryb oraz ich intensywne dokarmianie może być przyczyną zachwiania równowagi przyrodniczej ekosystemu. Utrzymanie tej równowagi wymaga racjonalnej eksploatacji wypracowanej w trakcie wielu lat koegzystencji gospodarstwa rybackiego i rezerwatu ornitologicznego Stawy Milickie. Rolnicze powierzchnie przystawowe użytkowane są najczęściej jako łąki lub pastwiska ze względu na przeważnie wysokie uwilgotnienie gleb. Sąsiadujące ze stawami ekstensywnie użytkowane łąki są odpowiednim miejscem bytowania wielu gatunków ptaków, w tym szczególnie mocno zagrożonych ptaków siewkowatych (Kamionka, Drabiński 1989). W siedliskach lądowo-wodnych dość licznie występują płazy i gady. Na przystawowych terenach lądowych występuje wiele drobnych ssaków owadożernych, a także dziki, sarny, jelenie i daniele. Duże bogactwo świata roślinnego i zwierzęcego, występowanie gatunków rzadkich i ginących świadczy o szczególnej roli stawów rybnych i obszarów do nich przyległych w ochronie i kształtowaniu środowiska obszarów wiejskich.

Uwzględniając powyższe, należy dążyć, aby obiekty stawowe o szczególnych walorach przyrodniczych zostały objęte ochroną prawną, gwarantującą zachowanie bogctwa flory i fauny.

Wnioski

1. Spośród wielu czynników kształtujących warunki środowiskowe obszarów wiejskich, stawy rybne odgrywają szczególną rolę, bowiem oprócz swej funkcji gospodarczej zwiększają zasoby retencji gruntowej terenów przyległych, podnosząc ich żyzność.

2. Posuchy atmosferyczne, jakie występowały w latach prowadzonych badań, nie spowodowały proporcjonalnie zbyt dużego ubytku zasobów wodnych gleb na użytkach rolnych terenów przystawowych.

3. Eksploatowane urządzenia melioracyjne, stanowiące system stawów rybnych, przyczyniają się do istotnych zmian obiegu wody w wyniku jej infiltracji na teren przyległy, a także zahamowania swobodnego odpływu wód gruntowych do odbiornika.

4. Wykorzystanie zasobów retencji gruntowej na terenach przystawowych wynosiły przeciętnie 150 mm, maksimum 276 mm.

5. Stawy rybne i tereny do nich przylegające charakteryzuje duże bogactwo świata roślinnego i zwierzęcego oraz występowanie gatunków rzadkich. Świadczy to o szczególnej ich roli w ochronie i kształtowaniu środowiska obszarów wiejskich.

Literatura

BRANDYK T.1990: *Podstawy regulowania uwilgotnienia gleb dolinowych.* Wyd. SGGW.-AR Rozprawy Naukowe i Monografie.

FLISOWSKI J., WIECZYSTY A. 1965: *Próba ustalenia metodyki badania wpływu piętrzenia na wody podziemne.* Gospodarka Wodna 4.

HAŃCZARSKI J., SOKOŁOWSKI J. 1977: *Problemy zabezpieczania terenów przyległych do zbiorników wodnych przed skutkami piętrzenia.* Gospodarka Wodna 2.

KAMIONKA S., DRABIŃSKI A. 1989: *Stawy rybne – rezerwaty przyrody.* Aura 2.

MARCILONEK S., NYC K., KAMIONKA S. 1990: *Wstępna ocena wpływu milickich stawów rybnych na stosunki wodne terenów przyległych.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, nr 189.

MURATOWA S. 1989: *Straty na filtrację przez dno i groble w bilansie wodnym stawu.* XII Szkoła Letnia, AR Wrocław.

NYC K., KAMIONKA S., JANUS E. 1992: *Oddziaływanie stawów na stosunki wodne terenów przyległych.* Zesz. Nauk. AR Wrocław 211.

SOKOŁOWSKI J.1976: *W sąsiedztwie zbiorników wodnych.* Aura 2.

SOMOROWSKI C. I INNI. 1993: *Współczesne problemy melioracji.* Wyd. SGGW, Warszawa.

WIECZYSTY A. 1982: *Hydrogeologia inżynierska.* PWN, Warszawa.

Adres autorów

K. Nyc, Sz. Kamionka

Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska

AR we Wrocławiu

50–363 Wrocław, pl. Grunwaldzki 24

Zbigniew KURIATA

Przeobrażenia funkcjonalno-przestrzenne dużych gospodarstw rolnych w świetle wymagań ekologicznych

Abstract

Functional and spacial transformations of big farms in the aspect of ecological requirements. As a result of historical changes after 1945, many palaces together with their surrounding and farmesteads were divided between different users. In nowadays that situation creates difficulties in introduction of new functions to these places. In suburban villages farm buildings are used as the warehouses or storage space for wholesales firms. In typical agricultural villages, situated far from towns, farm buildings are still used appropriately. In the regions where animal production is developed well, arises problem of protection of building ground against negative influence of high animal concentration.

Key words: village, farmestead, ecological requires

Wstęp

Założenia folwarczne jako jeden z elementów wsi miały w ciągu wieków decydujący wpływ na jej rozwój przestrzenny. Stanowią one integralną część krajobrazu wiejskiego, a założenia pałacowe z przylegającym do nich parkiem oraz zabudowania gospodarcze o znacznej kubaturze wybijają się zdecydowanie w sylwecie danej jednostki osadniczej. Folwark to duże gospodarstwo rolno-hodowlane wraz z budynkami gospodarczymi, stanowiące bazę produkcyjną dla posiadanego areału.

Zmiany ekonomiczno-polityczne w relacji miasto-wieś, a także ożywienie gospodarcze spowodowane znacznym popytem na zboże prowadzą w XV wieku do znacznego rozwoju dużych gospodarstw rolnych. O ile w Małopolsce i Wielkopolsce zajmują one około 10% ziemi uprawnej, o tyle na Śląsku wielkość ta wynosi 24%. Są to gospodarstwa o znacznym areale sięgającym od 210–300 morgów. Wiek XVI, a szczególnie XVII to znaczny wzrost własności feudalnej. Wzrasta odsetek wsi folwarcznych sięgający 70–75%. W rękach dużych posiadaczy ziemskich znajduje się około 80% ziemi uprawnej. Wiek XVII to początki parcelacji majątków ziemskich i zmiany sposobów ich funkcjonowania. Postęp techniczny XIX wieku wkracza także na wieś, niosąc zmiany w sposobie wytwarzania oraz powoduje rozwój przemysłu rolno-spożywczego na większą skalę, (młyny, browary, gorzelnie, olejarnie, a przede wszystkim cukrownie (Michalewicz 1970, Popiołek 1972, Prandota 1960).

Postęp techniczny szczególnie daje się zauważyć na obszarach, gdzie występują dobre klasy bonitacyjne gleb (gleby pszenno-buraczane). Z taką sytuacją mamy do czynienia w rejonie na południe od Wrocławia w kierunku na Strzelin, gdzie przeważają gleby dobre i bardzo dobre. Jest to teren równinny z niewielką ilością lasów, przeważają rewiry śródpolne stanowiące ostoję dla zwierzyny leśnej. Ważnym elementem, jeżeli chodzi o zieleń, są parki przypałacowe, zieleń śródpolna oraz przydrożna, wzbogacające walory przyrodnicze, a także krajobrazowe .

Podział folwarków pod względem ich funkcji

W zależności od wielkości, a także od funkcji folwarki miały znaczny wpływ na rozwój przestrzenny wsi, a także miejsce jego lokalizacji. W zależności od funkcji gospodarczych folwarki można podzielić na:

- folwarki polne,
- założenia folwarczne z domami rządców,
- zespoły rezydencjonalno-folwarczne (Kodyń-Kozaczko 1993).

Folwarki polne to zespół obiektów gospodarczych lokalizowanych poza obszarem wsi, wśród pól. Stanowią one najczęściej jeden z elementów większego gospodarstwa. W skład takiego gospodarstwa wchodzą budynki gospodarczo-inwentarskie, magazynowo-składowe oraz budynki mieszkalne dla pracowników obsługujących dany folwark i przyległe grunty. Budynki gospodarcze są zlokalizowane stycznie do prostokątnego podwórza, budynki mieszkalne zaś częściowo w obrębie podwórza, najczęściej poza nim. Układ ten zostaje zburzony przez budowę nowych obiektów inwentarskich w miejscu zupełnie dowolnym. Zwiększone zapotrzebowanie na pracowników stwarza potrzebę budowy nowych budynków mieszkalnych, lokalizowanych przy drodze dojazdowej do folwarku. Z czasem zespoły mieszkaniowe przekształcają się w osady wiejskie. Szczególnie daje się to zauważyć obecnie.

Założenia folwarczne z domami rządców lub dworami położone są we wsi bądź na jej obrzeżu. Budynek rządcy znajduje się na jednej z pierzei dziedzińca gospodarczego. W pobliżu zlokalizowane są domy robotników, często na osi drogi dojazdowej, stanowiąc niezależną część wsi. Z czasem dom rządcy zostaje wydzielony z zabudowy gospodarczej i umieszczony oddzielnie, w otoczeniu niewielkiego ogrodu, zawsze jednak w taki sposób, aby była możliwość kontroli podwórza gospodarczego. Niekiedy budynek ten znajduje się w środku obejścia. Z biegiem lat, w wielu przypadkach, ogród zamieniony jest na park często o znacznych walorach krajobrazowych.

Zespoły rezydencjonalno-folwarczne są najczęściej siedzibą właściciela posiadłości, w skład której mogło wchodzić kilka folwarków z rządcówkami, jak i folwarków polnych. Elementami składowymi takich założeń były przede wszystkim: pałac z dziedzińcem reprezentacyjnym i obiektami towarzyszącymi, lokowany w dużym parku, dziedzińce gospodarcze obudowane budynkami inwentarskimi gospodarczymi, a także po-

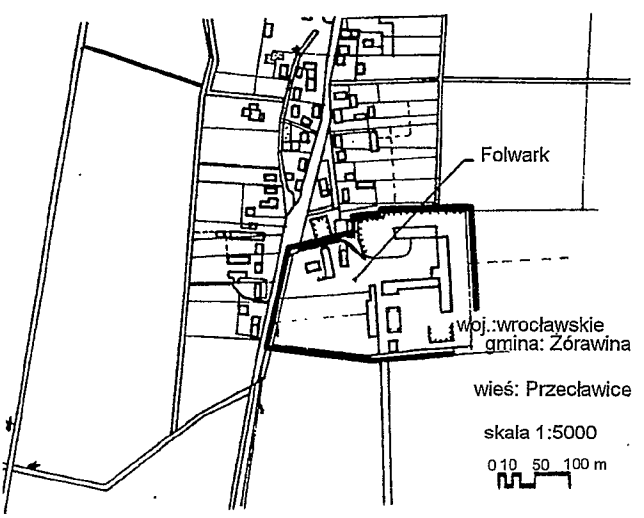
wstającymi pod koniec XIX wieku budynkami i budowlami przemysłowymi. W wydzielonej części lokowano domy dla pracowników, zawsze wyżej wymienione elementy zespołu rezydencjonalno-folwarcznego stanowiły integralną całość harmonijnie ze sobą współpracującą. Podstawową zasadą kompozycji takich założeń było wydzielenie pałacu z całości zabudowy i ulokowanie go na obrzeżu parku stycznie do zabudowań folwarcznych, oddzielając te obie części dziedzińcem reprezentacyjnym.

W przypadku umieszczenia pałacu, czasem zamku, na obrzeżu podwórza gospodarczego oddzielano go od reszty zabudowań niewielką grupą zieleni i dziedzińcem z podjazdem. Pod koniec XIX i na początku XX wieku nowe pałace i dwory były zdecydowanie wydzielane i umieszczane w parku, obudowane oficynami bądź budynkami tzw. pomocniczymi.

Podział folwarków pod względem lokalizacji

W zależności od miejsca położenia założenia folwarcznego w stosunku do terenów osiedlowych danej jednostki osadniczej możemy wyróżnić trzy typy: skrajny, centralny, niezależny

Lokalizacja skrajna (rys. 1) to umiejscowienie założenia folwarcznego na obrzeżu wsi lub po jednej stronie drogi przechodzącej przez daną wieś. Pozwalało to na zdecydowane wydzielenie się zabudowań połączonych z parkiem, budynków gospodarczych i domów dla pracowników. Również pola zajmowały jeden wydzielony obszar położony stycznie do zaplecza gospodarczego, jakim był folwark. W ten sposób zarówno zabudowania, jak i rozłogi stanowiły jedną całość wyróżniającą się w planie wsi. W tak umiejscowionym gospodarstwie istniała możliwość dalszej jego rozbudowy i budowy nowych obiektów przemysłowych.

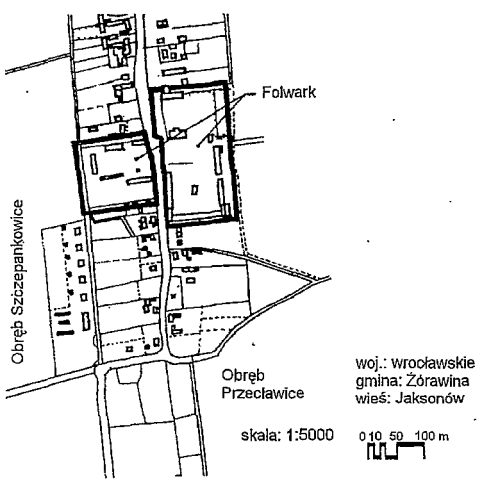


RYSUNEK 1. Położenie skrajne folwarku

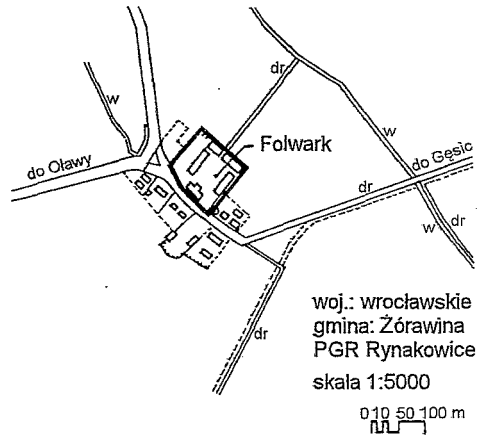
Przy relacjach przestrzennych wieś – folwark nie było także ograniczeń co do rozwoju samej wsi. Istniała możliwość poszerzania terenów osiedlowych w kierunku przeciwnym do folwarku; w przypadku rozwoju wsi w obu kierunkach z czasem folwark zmieniał swoją lokalizację ze skrajnej na centralną.

Lokalizacja centralna (rys. 2) to taka, gdzie folwark znajduje się wśród zabudowań wiejskich przy drodze głównej bądź po obu jej stronach. Utrudnia to jego dalszy rozwój i wpływa niekorzystnie na sąsiadujące tereny osiedlowe.

Trzecim typem umiejscowienia folwarku w planie wsi to **typ niezależny**, gdzie folwark znajduje się poza terenami budowlanymi wsi (rys. 3). Takie rozwiązanie nie ma wpływu na rozwój przestrzenny zarówno wsi, jak i folwarku. W tym przypadku rzadko mamy do czynienia z



RYSUNEK 2. Położenie centralne folwarku

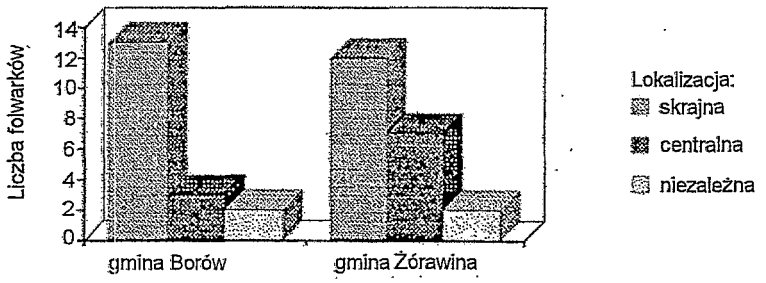


RYSUNEK 3. Położenie niezależne folwarku

lokalizacją zespołów pałacowo-folwarcznych. Program budowlany to jedynie zabudowania gospodarcze i domy dla pracowników. Ten typ folwarków odpowiada tzw. folwarkom polnym.

Gminy Borów i Żórawina są średnie pod względem wielkości zajmowanego obszaru, o dosyć gęstej sieci osadniczej i zwartej zabudowie. Charakterystyczne typy wsi spotykane w tym rejonie to ulicówki i owalnice. Występuje tutaj 29 wsi w gminie Borów i 32 wsie w gminie Żórawina. W 18 wsiach gminy Borów i 21 wsiach gminy Żórawina znajdują się lepiej lub gorzej zachowane zespoły folwarczne, razem w 39 wsiach, co stanowi 64% z ogólnej liczby występujących w tych gminach jednostek osadniczych. W większości przypadków mamy do czynienia ze skrajnym usytuowaniem założeń folwarcznych – 64% ogólnej liczby wsi z folwarkami, w 26% wsi – z folwarkiem położonym centralne i 10% to położenie niezależne (rys. 4).

Daje się zauważyć większą częstotliwość występowania położenia centralne-



RYSUNEK 4. Liczba folwarków w zależności od miejsca położenia względem wsi

go folwarku w gminie Żórawina niż w gminie Borów, gdzie częściej spotykamy położenie skrajne oraz niezależne. Folwarki w większości przypadków lokalizowane są po stronie zawietrznej w stosunku do innych stref osiedla wiejskiego bądź tylko częściowo mają niekorzystny wpływ na otoczenie – jeżeli weźmiemy pod uwagę występujące w tym rejonie wiatry. Szczególnie ten niekorzystny wpływ widać w przypadkach centralnego usytuowania folwarku w planie wsi.

Z punktu widzenia ochrony środowiska problemem staje się właściwe zagospodarowanie budynków i budowli w ich części gospodarczej. Są to obiekty o olbrzymiej kubaturze i w przypadku utrzymywania zwierząt w budynkach inwentarskich konieczne staje się wyznaczenie stref ochrony sanitarnej i zabezpieczenia najbliższego otoczenia przed szkodliwym wpływem . Na obszarze badań wiodącym kierunkiem produkcji zwierzęcej był i jest chów bydła. Stąd w obrębie większości folwarków znajdują się obory.

Ze względu na konieczność zapewnienia siły pociągowej w każdym z folwarków występują stajnie dla koni. Zarówno obory, jak i stajnie mają podobne rozwiązania przestrzenne, są to wydłużone hale trójnawowe, przykryte stropami odcinkowymi na podciągach i słupach bądź sklepieniami krzyżowymi opartymi na 2 rzędach słupów. Nawę środkową zajmuje zwykle korytarz gnojowo-paszowy. Tak zorganizowana przestrzeń stwarzała możliwość zmiany funkcji poszczególnych obiektów. Zmiany te najbardziej widoczne są w budynkach stajni dla koni, które z biegiem lat adaptowano na obory, owczarnie bądź chlewnie. Niekiedy stawały się one obiektami pomocniczymi.

Układ przestrzenny folwarków jest w każdym przypadku podobny. Jest to podwórze o kształcie zbliżonym do prostokąta, obudowane ze wszystkich stron budynkami gospodarczymi. Niekiedy jedną z pierzei zajmuje budynek rządcy, budynki dla pracowników bądź też wydzielony zielenią pałac. W miarę rozwoju gospodarstwa powstawały nowe podwórza gospodarcze obudowane obiektami pomocniczymi i budynkami inwentarskimi, czasem obiektami przemysłowymi (młyn, gorzelnia, browar itp). Szczególnie zmiany w funkcjonowaniu obiektów daje się zauważyć w okresie powojennym. W wyniku zmian historycznych, jakie zaszły po 1945 roku, doprowadzono do podziału folwarków i założeń dworskich pomię-

dzy różnych użytkowników. W chwili obecnej na terenie gminy Borów i Żórawiny występują następujący właściciele:

- Gospodarstwo Rolne Zasobu Agencji Własności Rolnej Skarbu Państwa zajmujące 34% ogólnej powierzchni gruntów będących w posiadaniu byłych folwarków;
- Spółdzielnia Produkcyjna 6%;
- inne gospodarstwa państwowe 44% (Instytut Zootechniki – Czechnica Gospodarstwo Ochrony Roślin Kobierzyce);
- własność prywatna 16%.

Kolejne zmiany, jakie nastąpiły po 1990 roku, doprowadziły do znacznego ograniczenia produkcji zwierzęcej. Wiele obiektów jest dzierżawionych przez osoby prywatne, a bardzo wiele stoi pusta. Na obszarze gminy Borów działa Gospodarstwo Rolne Skarbu Państwa z siedzibą w Borku Strzelińskim i obejmuje swym zasięgiem następujące wsie i folwarki polne: Borek Strzeliński, Bartoszowa, Borów, Brzezica, Głownin, Mańczyce, Niedanów i Uniszów. W chwili obecnej całość gospodarstwa, a więc 2060 ha wraz z budynkami i budowlami wchodzącymi w skład poszczególnych gospodarstw, jest dzierżawiona.

Prowadzona produkcja zwierzęca to: trzoda chlewna – 3300 stanowisk, krowy – 50 stanowisk, jałówki – 200 stanowisk, pozostałe obiekty inwentarskie stoją nieczynne.

Część folwarków w chwili obecnej znajduje się w rękach prywatnych, przy czym większość podzielona została pomiędzy kilku użytkowników prowadzących produkcję zwierzęcą i roślinną na małą skalę i można powiedzieć, że nastąpiła parcelacja majątków. Przy czym należy się spodziewać, że działania takie w dłuższym okresie nie przyniosą pozytywnych rezultatów.

Użytkowanie gospodarstwa przy wspólnym dziedzińcu i korzystaniu z wydzielonych części budynków inwentarskich i magazynowych staje się uciążliwe. Prowadzenie racjonalnej gospodarki bądź przystosowanie pomieszczeń do nowych warunków technologicznych i organizacyjnych staje się trudne. Przy zbyt wielu właścicielach jednego budynku problemem jest przeprowadzenie prac remontowych czy modernizacyjnych, czy też zwykłych prac zabezpieczających (Mrozowicki 1988).

W gminie Żórawina sytuacja własnościowa dawnych założeń folwarcznych jest bardziej zróżnicowana. Działa tu gospodarstwo spółdzielcze, użytkując 330 ha gruntów rolnych obejmujące wsie Węgry, Bogunów oraz Galowice. W kilku wsiach mamy folwarki opuszczone, takie jak: Suchy Dwór, Rynakowice (3 obory). Niektóre folwarki zostały tak jak w gminie Borów rozparcelowane pomiędzy osoby prywatne. Są to Milejowice, Stary i Nowy Śleszów oraz Polakowice. Na 765 ha użytków rolnych gospodaruje Zootechniczny Zakład Doświadczalny w Siechnicy (inna gmina). W pozostałych wsiach – Jaksonowie, Wilczkowie, Pasterzycach i częściowo Polakowicach posiada swoje obiekty Gospodarstwo Hodowli Roślin w Kobierzycach (inna gmina), zajmując 1891 ha ziemi uprawnej. Substancja budowlana w gospodarstwie wykorzystana jest tylko częściowo, niektóre – jak folwark w Przecławicach – zostały wyburzone, (budynki gospodarcze, obory, stodoła, gorzelnia).

Należy nadmienić, że gminy Borów i Żórawina położone są pomiędzy dwoma ośrodkami miejskimi – Wrocławiem i Strzelinem, jednak w znacznej od nich odległości. Powoduje to trudności właściwego zagospodarowania budynków znajdujących się na terenie poszczególnych folwarków. We wsiach podmiejskich budynki te wykorzystywane są na magazyny i hurtownie, lokowane są w nich także wszelkiego rodzaju zakłady produkcyjne i usługowe (stolarnie, szwalnie, garbarnie, kowal, produkcja mebli, betoniarnie). Wiele budynków posiada wartości historyczne i znajduje się w rejestrze zabytków, np. spichlerze w Galowicach i Piotrkowie Borowskim, pałace wraz z parkami w Komorowicach, Borowie, Borku Strzelińskim czy Galowicach. Wpis do rejestru uzyskały także całe założenia folwarczne, jak na przykład zespół w Mańczycach czy Brzezicy.

Podsumowanie

Powstaje pytanie – jaki model dalszego rozwoju wybrać. Czy dzielić na mniejsze, czy też zachować w całości, wybierając odpowiedni kierunek produkcji. W przypadku produkcji zwierzęcej powstaje problem zagospodarowania wód technologicznych czy też ścieków oraz zapewnienia ochrony terenów budowlanych wsi przed negatywnym wpływem znacznej koncentracji zwierząt.

Przeznaczając zabudowania folwarczne na inne cele, szczególnie produkcyjne, mamy ten sam problem – zagospodarowanie odpadów i ścieków oraz zapewnienie właściwych stref ochronnych w stosunku do najbliższych terenów budowlanych. Sprawę komplikuje fakt lokalizacji folwarków (położenie skrajne bądź centralne) oraz to, że wiele obiektów i budowli ma wartości historyczne i otoczona jest zabytkowymi parkami. Stąd też zmiana kierunku produkcji, powiększenie obsady zwierząt bądź wprowadzenie nowych funkcji do założeń folwarcznych muszą być poprzedzone szczegółowymi analizami skutków, jakie niesie ze sobą taka decyzja i koniecznością zwrócenia baczniejszej uwagi na zagadnienia związane z ochroną środowiska naturalnego.

Literatura

KODYŃ-KOZACZKO G. 1993: *Zespoły dworskie i pałacowo-folwarczne północnej części województwa leszczyńskiego i ich wpływ na kompozycję i krajobraz wsi.* Mat. sympozjum pt. Aktywizacja obiektów i zespołów architektury zabytkowej krajobraz i wieś, Pszczyna.

MICHALEWICZ S. 1970: Historia Śląska. PAN, Wrocław.

MROZOWICKI E., POGODZIŃSKI Z., WIĘCKOWICZ Z., 1988: *Planowanie przestrzenne i projektowanie terenów wiejskich.* PWN, Warszawa.

POPIOŁEK K. 1972: *Historia Śląska od pradziejów do 1945 roku.* Katowice .

PRANDOTA W. 1960: *Rozwój gospodarstwa wiejskiego w Polsce.* PWRiL, Warszawa.

Adres autora

Z. Kuriata

Instytut Budownictwa Rolniczego

AR we Wrocławiu

50–363 Wrocław, pl. Grunwaldzki 24

Zuzanna BORCZ, Tomasz MALCZYK

Rola zieleni komunalnej w kształtowaniu środowiska wsi

Abstract

The role of municipal verdure in the formation of the village environment. The urbanization process, observed now in the country results in the transformation of agricultural villages into multifunctional settlements. The communication development as well as the location of various workshops in villages increases the environment pollution.

The country verdure is an important factor influencing the environment protection. Green terrains of villages are manor parks, verdure around churches as well as square lawns. The given examples show three classes of villages: A-an agricultural village of the linear shape, B-a village which formerly was a small town, C-a village in suburban zone.

Key words: village, environment protection, verdure

Wstęp

W obliczu zmian zachodzących w polityce rolnej oraz technologiach uprawy i chowu, przy równoczesnym wzroście liczby ludności, obserwuje się postępującą urbanizację wsi. Proces ten przebiega nierównomiernie, w niektórych osiedlach wiejskich jest wyraźnie widoczny, w innych zachodzi bardzo powoli. Najsilniej występuje na obrzeżach wielkich aglomeracji i w dużych wsiach o rozwiniętej infrastrukturze, słabiej zaś we wsiach małych o charakterze rolniczym.

Proces urbanizacji pociąga za sobą zwiększony udział ludności nierolniczej w danej wsi, rozwój infrastruktury technicznej i społecznej oraz przyrost budownictwa mieszkaniowego. Równocześnie jednak skutki urbanizacji to wzmożony ruch na drogach, zapylenie i zanieczyszczenie powietrza spalinami, wzrost ilości odpadów i ścieków, intensyfikacja zabudowy, zakładów usługowych i wytwórczych uciążliwych dla otoczenia. Wszystkie te czynniki wpływają niekorzystnie na środowisko wiejskie. Szczególnie istotna jest sprawa użytkowania dróg wiejskich, które ze spokojnych ciągów osiedlowych zmieniły się w ostatnich latach w trakty o silnym natężeniu ruchu. Na uciążliwość dróg na wsi zasadniczy wpływ ma udział pojazdów ciężkich, ciągników i maszyn rolniczych. Większość dróg jest wąska i pozbawiona chodników, co jest szczególnie niekorzystne przy ciasnej linii zabudowy. Domy mieszkalne ustawione są często na granicy działki, przez co sąsiadują z ruchliwą drogą, zwykle elewacją wejściową.

Czynniki wpływające na ochronę środowiska naturalnego na wsi

Wiele problemów związanych z ochroną środowiska wiejskiego mogłoby znaleźć rozwiązania poprzez przestrzeganie prawidłowej polityki przestrzennej. W osiedlach wiejskich dochodzi coraz częściej do zetknięcia nowego budownictwa ze starym, odbywa się to w obrębie zachowanych od stuleci tradycyjnych układów komunikacyjnych. Prywatny charakter zabudowy zagrodowej, dominującej w większości terenów wiejskich, nie sprzyja modernizacji dróg i węzłów komunikacyjnych. Wyznaczanie nowych działek dla budownictwa mieszkaniowego odbywa się na wsi zazwyczaj wg prostych schematów obudowy istniejących traktów lub nowo wytyczanych uliczek. Nie pojawiają się projekty, ani też realizacje nowych placów, skwerów, ciągów pieszych lub ścieżek rowerowych. Pewien wyjątek stanowią działki szkolne z zalecanym w programie boiskiem.

Jednym z czynników mających wpływ na poprawę środowiska są tereny zieleni występujące w osiedlach wiejskich w rozmaitej postaci. Do tradycyjnej zieleni należą na wsi ogrody i sady związane z zabudową zagrodową oraz odpowiednio mniejsze przy zabudowie jednorodzinnej (Tłoczek 1966). Zieleń ta wchodzi w obręb terenów prywatnych i wszelka ingerencja planistyczna jest bardzo utrudniona, w zasadzie ogranicza się jedynie do przepisów chroniących drzewa przed wycinaniem.

W wielu wsiach znaczna część gruntów wchodziła w obręb gospodarstw wielkoobszarowych, dawniej prywatnych folwarków, po II wojnie państwowych lub spółdzielczych gospodarstw rolnych. Obecnie w ramach restrukturyzacji tych jednostek część z nich przechodzi ponownie w ręce prywatne. Jakie ma to odbicie w ochronie środowiska. Niestety, dość niekorzystne, szczególnie w zakresie zachowania i pielęgnacji zieleni. Zabudowaniom folwarcznym odpowiadały siedziby właścicieli – dwory lub pałace, którym towarzyszyły parki i ogrody. W okresie powojennym znaczna część założeń parkowych przeszła do tzw. sektora uspołecznionego, gospodarstw rolnych lub instytucji oświatowych. Zmiany właścicieli źle odbiły się na stanie parków, wiele uległo dewastacji, a zachowana część wymaga kosztownych rewaloryzacji (Nespiak 1979). Obecnie pojawia się problem parków przekazywanych w ręce prywatne, firmom bądź potencjalnym mieszkańcom wsi. Z niektórych założeń parkowych wydzielane są tereny pod tzw. rezydencje, w innych wprowadza się zmiany zniekształcające pierwotną kompozycję. Do wyjątków należą parki, w których prowadzone są prace rewaloryzacyjne zgodnie z opracowaną przez fachowców dokumentacją (Mitkowska 1994).

Parki dworskie, przez wiele lat będące we władaniu gospodarstw i instytucji państwowych, gdzie ingerencja planistów była możliwa do przyjęcia, wymykają się obecnie spod jakiejkolwiek kontroli. W okresie powojennym, gdy parki były dostępne dla społeczności wiejskiej, szansa ich zagospodarowania nie została wykorzystana, wiele zostało doszczętnie zniszczonych, z innych pozostały jedynie

fragmenty. Zachodzi obawa, że obecnie w większości parków dewastacja będzie nadal postępować, parki zaś rewaloryzowane staną się niedostępne dla mieszkańców.

Pod względem wielkości parki dworskie są bardzo zróżnicowane, od zupełnie małych ogrodów barokowych, niegdyś projektowanych i pielęgnowanych przez zatrudnionych w tym celu ogrodników, po rozległe parki krajobrazowe przechodzące w sąsiadujące lasy. Dla przykładu spośród ponad 30 parków z woj. wałbrzyskiego, oczekujących na zagospodarowanie przez sprzedaż, dzierżawę lub inne formy władania, rozpiętość wielkości sięga od 1 do 20 ha, przy średniej wynoszącej 6,9 ha.

Innym rodzajem zieleni we wsi są tereny przykościelne, gdzie w miejscu dawnego cmentarza pozostał stary drzewostan. Ze względu na charakter obiektu zieleń w zasadzie nie została zniszczona. Pewne niebezpieczeństwo stwarzają prace przy budowie lub modernizacji przyległych obiektów, co pociąga za sobą "konieczność" wycinania starych okazów. Wielkość wiejskich terenów przykościelnych wynosi od 0,2 do 0,5 ha, średnio ok. 0,3 ha (Borcz 1995).

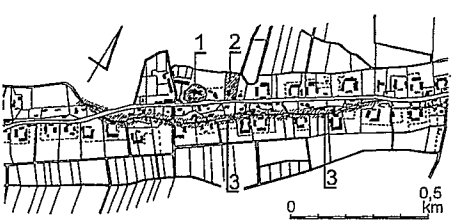
W wielu wsiach buduje się nowe kościoły, jednak nowo wznoszonym obiektom bardzo rzadko towarzyszy sadzona równocześnie zieleń. Przez długie lata będą zatem bryły kościołów pozbawione sąsiedztwa drzew, elementu tak naturalnego w krajobrazie wiejskim.

Do terenów zieleni dostępnych dla całej społeczności wiejskiej należą skwery na placach oraz obsadzenia ulic i dróg. Najpełniej widoczne są one we wsiach o tradycjach miejskich, w których zachował się niewielki rynek i ulice rozchodzące się w kilku kierunkach. Prawie zawsze rynek obsadzony jest drzewami, nierzadko urządzony jest tam skwer z ozdobnymi krzewami i kilkoma ławkami.

Powierzchnia dawnego rynku, a obecnie placu we wsiach o tradycjach miejskich, zależna jest od wielkości i rangi ówczesnego miasteczka, liczona w okresie zabudowy waha się obecnie w woj. wrocławskim od 0,3 do 0,7 ha.

Dla zobrazowania różnych rodzajów terenów zieleni we wsiach przedstawiono trzy przykłady osiedli wiejskich różniących się układem przestrzennym i stopniem zurbanizowania, wybranych z terenu Dolnego Śląska.

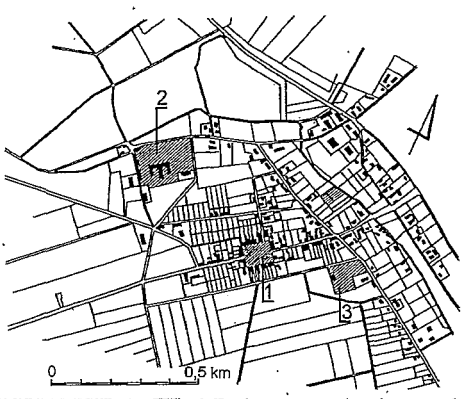
Z pierwszej grupy wsi o dominującej funkcji rolniczej wybrano wieś o układzie liniowym. Zieleń w tym przypadku występuje w postaci fragmentów parku dworskiego, przejętego przez szkołę, oraz terenu przykościelnego. Przez wieś przepływa równolegle do drogi struga, wzdłuż której występują drzewa i krzewy. We wsi brak wykształconego centrum osiedla, nie pojawia się też żaden skwer czy plac (rys. 1 – wieś Budzów w woj. wałbrzyskim).



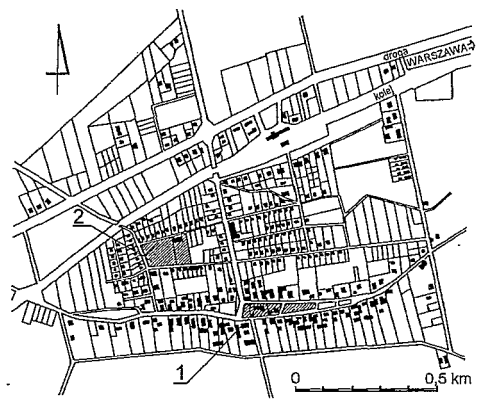
RYSUNEK 1. Wieś Budzów (woj. wałbrzyskie) przykład wsi rolniczej o układzie liniowym, 1– fragment parku, 2 – zieleń przykościelna, 3 – zieleń wzdłuż cieku wodnego

Druga grupa wsi to osiedla, które utraciły status miejski (na Dolnym Śląsku przeważnie w 1945 r.), lecz zachowały urbanistyczny układ ulic i zabudowę. Przykład przedstawia dość dużą wieś, która obecnie pełni rolę ośrodka gminnego, posiada rozbudowaną infrastrukturę i zakłady przetwórcze, widoczny jest proces urbanizacji, jak gdyby wtórnej. Zieleń zgrupowana jest w rynku, wokół kościoła i byłego klasztoru, obecnie zakładu wychowawczego. Poza tym utworzono małe skwery przy budynku Urzędu Gminy i w miejscu wolnych parcel przy rynku (rys. 2 – wieś Dobroszyce).

Trzecią grupę stanowią wsie położone w sąsiedztwie aglomeracji miejskich, pełniących tzw. funkcje sypialniane. Obok starych wsi owalnicowych lub liniowych rozrasta się osiedle domków jednorodzinnych z usługami handlowymi i nową szkołą, a także powstaje wiele zakładów. Większość z nich to filie firm miejskich lub instytucje przenoszone z centrum miasta na obrzeże ze względów ekonomicznych. Tereny zieleni ograniczają się w przedstawionym przykładowo osiedlu do działki przykościelnej w starej części wsi i otoczenia szkoły w nowym osiedlu (rys. 3 – wieś Długołęka w woj. wrocławskim).



RYSUNEK 2. Wieś Dobroszyce (woj. wrocławskie), dawne miasteczko: 1 – skwer w rynku, 2 – zieleń przy byłym zespole klasztornym, 3 – park



RYSUNEK 3. Wieś Długołęka położona w strefie podmiejskiej Wrocławia: 1– zieleń przykościelna, 2– działka szkoły w osiedlu mieszkaniowym

Na przedstawionych mapkach trzech wsi widać, jak mały jest udział zieleni w całości terenów osiedlowych. Nic nie wskazuje na polepszenie tej sytuacji, natomiast obserwuje się stałe ich kurczenie się.

Jednym z zadań ochrony środowiska na wsi powinno być zabezpieczenie istniejących terenów zieleni, następnie uzupełnianie ich i rewaloryzacja. Do tej pory odczuwa się brak wytycznych ewentualnie przepisów regulujących sprawy zieleni na wsi, co jest szczególnie istotne we wsiach o znacznym stopniu zurbanizowania.

W miarę zachodzących zmian w funkcji wsi, które z jednostek typowo rolniczych przekształcają się w osiedla wielofunkcyjne, będzie wzrastać znaczenie ochrony środowiska. Pielęgnacja i kon-

serwacja zieleni powinny być prowadzone przede wszystkim na terenach komunalnych, gdzie w zasadzie nie ma barier własnościowych. Przeszkodą są jednak względy ekonomiczne, a na równi z nimi brak zrozumienia problemu przez władze terenowe i przez społeczność wiejską (Borcz 1994).

Literatura

BORCZ Z. 1994: Problemy wiejskiego krajobrazu. Polski Uniwersytet Ludowy, 21/22; 149–157

BORCZ Z. 1995: *Cmentarz w krajobrazie wiejskim (na przykładzie wsi dolnośląskich).* Symp. międzyn. Sztuka cmentarna. Dokumenty ICOMOS, Muzeum Architektury we Wrocławiu; 215–219.

MITKOWSKA A. i in. 1994: *Model postępowania konserwatorskiego dla zdewastowanych założeń ogrodowych.* Studia i Materiały, Ośrodek Ochrony Zabytkowego Krajobrazu, Ogrody 2 (8), Warszawa.

NESPIAK D. 1979: *Studia nad rozmieszczeniem, zachowaniem i wykorzystaniem parków dworskich na Dolnym Śląsku.* Rozprawy Naukowe AWF, Wrocław.

Adres autorów
Z. Borcz, T. Malczyk
Instytut Budownictwa Rolniczego
AR we Wrocławiu
50–363 Wrocław, pl. Grunwaldzki 24

Agata PAWŁAT

Rekreacyjne zagospodarowanie parków krajobrazowych przyległych do terenów osadniczych

Abstract

Landscape parks recreational management in the suburban zones. Environmental protection is the basic function of landscape parks. The forms of land management are submitted to the environmental protection. The intensity of recreational management should be abated moderately with approaching the landscape park borders and area. The recreational capacity can not be exceeded.

The paper presents the general strategy of landscape parks recreational management in the suburban zones. The examples of recreational management possibilities in the north part of Mazowiecki Landscape Park for the necessities of Stara Milosna Settlement dwellers are presented.

Key words: landscape parks, recreational management.

Wstęp

Parki krajobrazowe są wydzielonymi obszarami poddanymi ochronie ze względu na nieprzeciętne wartości naturalne środowiska przyrodniczego oraz wysokie walory estetyczne, kulturowe i rekreacyjne krajobrazu. Nadrzędnym celem ich tworzenia jest ochrona środowiska przyrodniczego i temu też podporządkowane jest użytkowanie rekreacyjne, jak też rolnictwo, leśnictwo i osadnictwo.

Wiele parków krajobrazowych powstało na terenach, gdzie już istniały osady i osiedla mieszkaniowe. Niektóre położone są w sąsiedztwie dużych aglomeracji miejskich. Znajdują się one wówczas pod silną presją działalności człowieka. Dlatego też dla parków krajobrazowych i terenów funkcjonalnie związanych opracowuje się plany zagospodarowania przestrzennego.

W niniejszej pracy przedstawiono ogólne zasady rekreacyjnego zagospodarowania parków krajobrazowych. Podano także przykład możliwości rekreacyjnego zagospodarowania północnej części Mazowieckiego Parku Krajobrazowego na potrzeby mieszkańców osiedla Stara Miłosna.

Zasady zagospodarowania rekreacyjnego

Parki krajobrazowe to stosunkowo młoda forma ochrony przyrody. Pierwsze parki powstały w 1976 r., obecnie jest ich 91. Tworzone są na mocy Uchwały poszczególnych wojewódzkich rad narodo-

wych, na podstawie Ustawy z dnia 31 stycznia 1980 r. o ochronie i kształtowaniu środowiska oraz Ustawy z dnia 20 lipca 1983 r. o systemie rad narodowych i samorządu terytorialnego.

Dla celów planowania przestrzennego wyodrębnia się parki krajobrazowe typu wiejskiego, miejskiego i historycznego (Jagusiewicz 1979). Pod względem ich rangi różnicuje się je na krajowe i regionalne (Kamieniecki i Kozłowski 1985). W zależności od dominacji funkcji wyróżnia się parki przyrodniczo-leśne, przyrodniczo-rolnicze, rolniczo-kulturowo-turystyczne, przyrodniczo-turystyczno-uzdrowiskowe, przyrodniczo-historyczne (Chmielewski 1990). W aspekcie wykorzystania rekreacyjnego klasyfikuje się je według walorów krajoznawczych i wypoczynkowych oraz przydatności dla turystyki kwalifikowanej (Baranowska-Janota 1986).

Na terenie danego parku dopuszcza się tylko określone formy rekreacji. Wybór zależy od ograniczeń dyktowanych przez stan środowiska, jego przydatność do konkretnych form turystycznego użytkowania, od celu i funkcji obszaru, a także od obowiązujących przepisów prawnych. Dopuszczone formy turystyki muszą mieć zapewnione odpowiednie obiekty i urządzenia. Ich rodzaj, liczba i wielkość powinny być zgodne z potrzebami użytkowników, a jednocześnie nie mogą zagrażać walorom przyrodniczym parku.

Zagospodarowanie turystyczne składa się z wielu elementów:

- obiektów i urządzeń informacyjno-dydaktycznych (informacje turystyczne, muzeum z eksponatami, ścieżki dydaktyczne),
- urządzenia specjalistyczne (place zabaw, przystanie wodne, ...),
- obiekty usługowe (wypożyczalnie sprzętu, punkty gastronomiczne ...),
- bazy noclegowe (domy wczasowe, schroniska, sanatoria i kwatery prywatne, pola namiotowe i kempingowe, szałasy),
- komunikacja dróg (układ obwodnicowy i sięgaczowy, układ parkingów, sieć szlaków turystycznych).

Ze względu na ochronę zasobów przyrodniczych intensywność zagospodarowania powinna zmniejszać się w miarę zbliżania się do parku. Najbardziej atrakcyjny program powinien być zlokalizowany na przedpolach parku lub w jego otulinie. W układzie tym występuje "przechwycenie" części użytkowników i możliwość ochrony parku przed degradacją (Riabinin 1972). Głównym sposobem sterowania ruchem turystycznym jest strefowe rozmieszczenie programu. Koncepcja ta wykorzystywana jest w planach zagospodarowania atrakcyjnych turystycznie terenów leśnych.

Baranowska-Janota i Korzeniak (1991) proponują wyznaczać w parkach krajobrazowych trzy główne strefy zagospodarowania:

- ekstensywnego użytkowania, która powinna obejmować tereny otwarte o wysokich walorach środowiska i krajobrazu;
- skoncentrowanego użytkowania, lokalizowanego na terenie o dużej chłonności turystycznej, nadającym się do wypoczynku i uprawiania sportów wodnych;

- osadnictwa wypoczynkowego, usytuowanego na zapleczu strefy skoncentrowanego użytkowania.

Hofman i Rostkowski (1987) wydzielili w parkach krajobrazowych pięć stref:

I – rezerwatową, dostępną tylko dla turystyki wędrownej po wyznaczonych szlakach;

II – parkową, przeznaczoną dla różnych form turystyki (pieszej, wodnej itp.);

III – ochronną, ściśle związaną ze strefą parkową, stanowiącą element przejściowy między wnętrzem parku a innymi strefami, wokół której znajdują się tereny masowego wypoczynku świątecznego i pobytowego (urządzenia sportowe, rozrywkowe, widowiskowe, parkingi, zespoły gastronomiczne);

IV – otulinę techniczną (urządzenia techniczne obsługujące strefę I i II);

V – otoczenie ochronne.

Przykładowe systemy organizacyjne parków krajobrazowych podano na rysunku 1. Są one stosowane w koncepcjach kształtowania struktury turystycznego funkcjonowania wielu parków krajobrazowych.

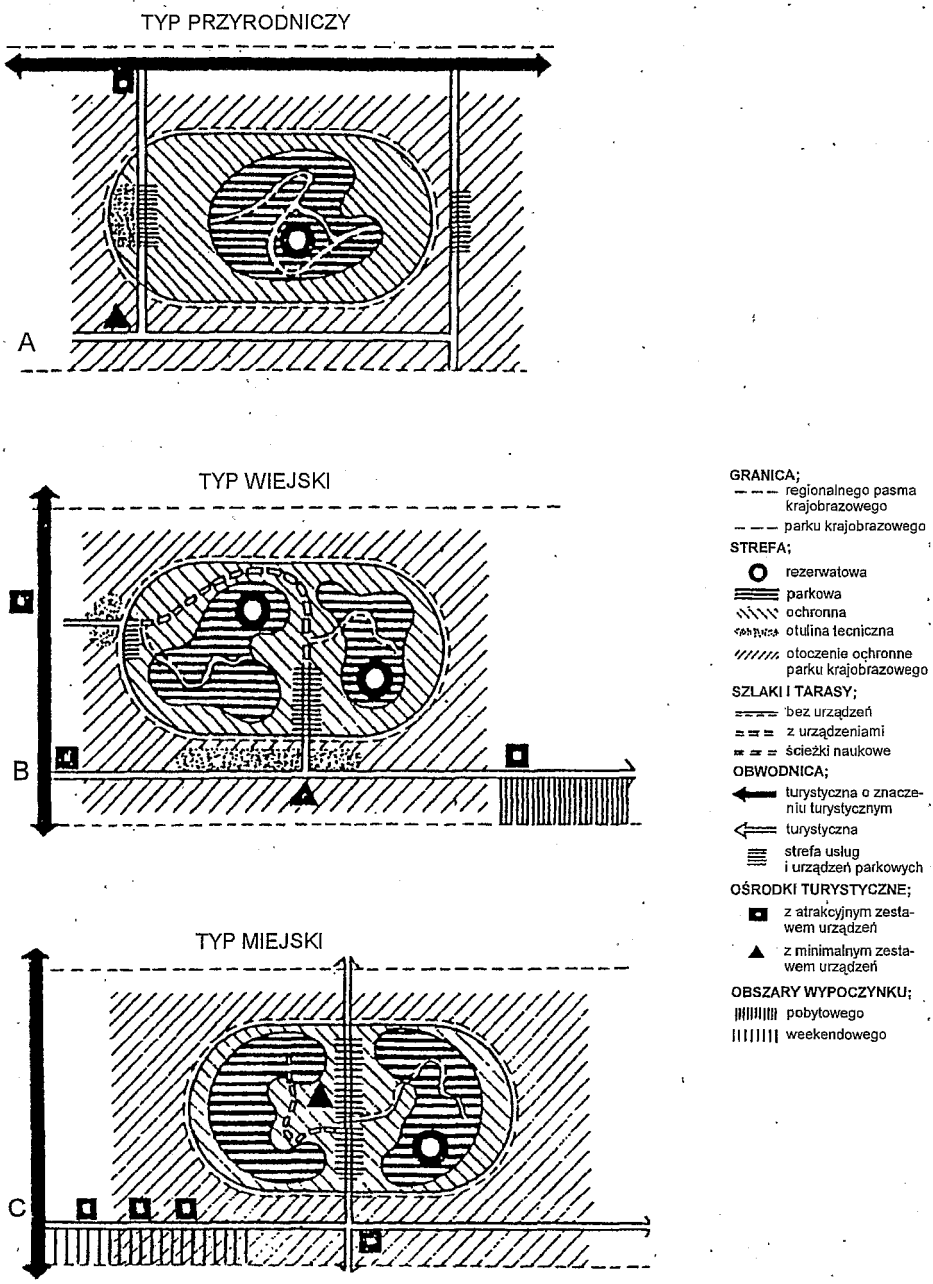
Przykładowo zagospodarowanie rekreacyjne Mazowieckiego Parku Krajobrazowego uwarunkowane jest podziałem na dwie zasadnicze strefy. Pierwsza – to strefa ochronna z urządzeniami obsługi turystów udających się w rejon Parku, druga – to właściwy obszar Mazowieckiego Parku Krajobrazowego o najważniejszych walorach przyrodniczych, przeznaczona do rozwijania turystyki krajoznawczej, pieszej oraz wypoczynku indywidualnego.

W programie Dyrekcji Mazowieckiego Parku Krajobrazowego, dotyczącego możliwości "społeczno-gospodarczego rozwoju" (Król 1992), przewiduje się:

- na obrzeżu rozwój baz wyjściowych turystyki wędrownej i krajoznawczej,
- w dolinie Świdra racjonalne zagospodarowanie terenów na potrzeby organizacji wypoczynku dziecięcego i rodzin z dziećmi,
- aktywizacji strefy pobrzeża Wisły dla turystyki wodnej i przywodnej,
- przy trasach o znaczeniu regionalnym i krajowym rozbudowę urządzeń obsługi ruchu zmotoryzowanego,
- rozwój przyrodolecznictwa w pasie otwockim.

Przytoczony ramowy program rozwoju rekreacji w Mazowieckim Parku Krajobrazowym, realizowany w sposób planowy i kontrolowany, może zaspokoić potrzeby rekreacji mieszkańców Warszawy, z jednoczesnym zachowaniem walorów przyrodniczych Parku. Umożliwia on opracowanie miejscowych planów zagospodarowania.

Każdy z parków krajobrazowych stanowi niepowtarzalny, oryginalny system przyrodniczy. Napotyka się w nich różnego rodzaju trudności i zagrożenia. Ta różnorodność problematyki nie oznacza jednak, że należy się ograniczać jedynie do ramowych założeń i wskazań do ich zagospodarowania. Równocześnie rekreacyjne zagospodarowanie rozwiązuje się w skali lokalnej, dla określonych terenów osadniczych.



RYSUNEK 1. Systemy organizacyjne parków krajobrazowych

Możliwości rekreacyjnego zagospodarowania północnej części Mazowieckiego Parku Krajobrazowego dla mieszkańców osiedla Stara Miłosna

Na obrzeżach Mazowieckiego Parku Krajobrazowego powstają nowe osiedla funkcjonalnie związane z Warszawą. W północnej części Parku budowane jest osiedle Stara Miłosna w strukturze miasta Wesoła (rys. 2). Osiedle zajmuje docelowo powierzchnię 155 ha, ograniczoną od północy – Traktem Brzeskim, od wschodu – Trasą Lubelską, od południa i zachodu – kompleksem lasów Mazowieckiego Parku Krajobrazowego. Obszar osiedla podzielony jest na dwie części Kanałem Wawerskim, który jednocześnie stanowi granicę otuliny Parku. Południowa część osiedla w istotnym stopniu oddziałuje na środowisko przyrodnicze Parku i jego otuliny.

Miejscowy Plan Szczegółowy Zagospodarowania Osiedla Stara Miłosna przyjmuje docelowo zasiedlenie w analizowanym obszarze około 14,5 tys. mieszkańców. Dopuszczalna jest niska zabudowa wielorodzinna i budownictwo jednorodzinne (Sembrat i in. 1994).

Wielkość przylegających do budynków ogrodów w większości przypadków zapewni tylko bierny odpoczynek (pielęgnacja ogrodów, gry itp.). Sport i odpoczynek planowany jest na powierzchni 3 ha. Preferowany obszar to rejon Kościoła, parku dworskiego i Dakowa oraz ciąg wzdłuż Kanału Wawerskiego. Układ taki według badań ankietowych nie rozwiąże problemu wypoczynku mieszkańców Osiedla (Pawłat 1995). Spowoduje szukanie miejsc wypoczynku na terenie lasów Mazowieckiego Parku Krajobrazowego. W związku z powyższym podjęto próbną analizę potrzeb rekreacyjnych mieszkańców Osiedla i możliwości ich zaspokojenia zgodnie z wymogami Parku i Miejscowego Planu Szczegółowego Zagospodarowania Przestrzennego Osiedla. Opracowano także założenia programowo-przestrzenne układu funkcjonalno-przestrzennego zagospodarowania rekreacyjnego (Pawłat 1995).

Przy ocenie przydatności rekreacyjnej terenów leśnych podstawowym kryterium są warunki przyrodnicze. W zastosowanej metodzie Instytutu Badawczego Leśnictwa (Łoszkiewicz i Głuch 1991) za główne czynniki waloryzacji przyjmuje się siedliskowy typ lasu, wiek drzewostanu i skład rodzajowy drzewostanu.

Waloryzacja terenów leśnych położonych na południe od Osiedla, w obrębie granic miasta Wesoła, pod względem ich przydatności do rekreacji wykazała, że 11% lasów charakteryzuje się bardzo dużą przydatnością, 24% – dużą przydatnością, 35% – średnią, 26% – bardzo małą, a 4% lasów jest nieprzydatna do rekreacji. Najbardziej odpowiednie lasy do organizacji wypoczynku to przede wszystkim bory mieszane świeże i lasy mieszane świeże z przewagą sosny w wieku 60-80 lat, brzozy w wieku 35-45 lat i dębu w wieku 35 lat. Większość z nich występuje w sąsiedztwie Osiedla. Jest to bardzo korzystny układ w aspekcie rekreacyjnym.

Pojemność rekreacyjna analizowanych terenów leśnych, obliczona metodą Łoszkiewicza i Głucha (1991), wynosi 2200 osób. Maksymalna frekwencja

wypoczywających może dochodzić do $^1/_3$ ogólnej liczby mieszkańców, czyli do około 4800 osób. 30% tych osób prawdopodobnie zostanie w przydomowych ogrodach, co oznacza, że około 3200 osób będzie chciało wypoczywać na terenie Osiedla lub w lasach przyległego Parku Krajobrazowego. Jest to 1000 osób więcej niż wynosi pojemność rekreacyjna sąsiadujących lasów funkcjonalnych Stara Miłosna. W sytuacji takiej należy podjąć działania umożliwiające zwiększenie pojemności rekreacyjnej zarówno na terenie Osiedla, jak i na obszarach leśnych.

W opracowanych przez A. Pawłat (1995) założeniach programowo-przestrzennych zaproponowano trzy strefy rekreacyjnego zagospodarowania: intensywnej, średnio intensywnej i ekstensywnej rekreacji. Pierwszą planuje się w otulinie i poza otuliną Mazowieckiego Parku Krajobrazowego. Obejmuje ona tereny zabudowy osiedla Stara Miłosna. Drugą planuje się na obrzeżach Parku przylegających do osiedla. Trzecią obejmuje się Park w granicach Starej Miłosny.

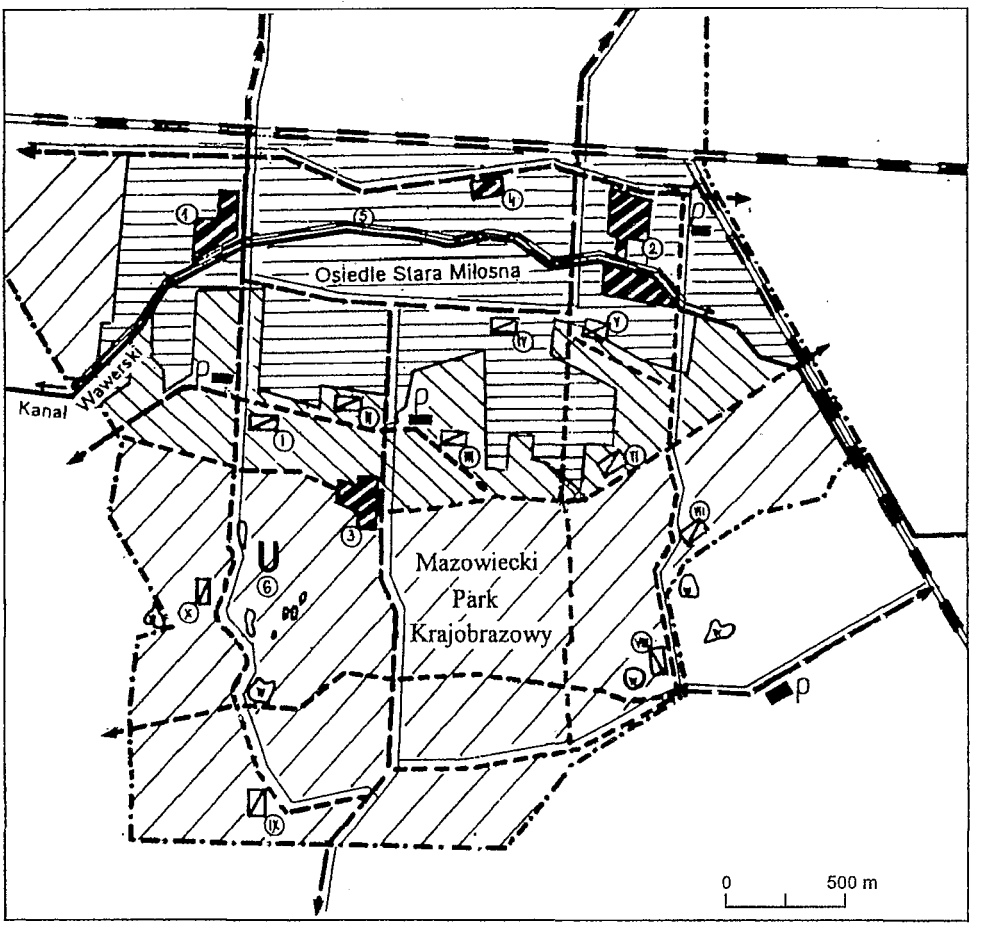
W obrębie wyróżnionych stref zaproponowano układ funkcjonalno-przestrzenny zagospodarowania rekreacyjnego utworzony przez obiekty rekreacyjne oraz sieć komunikacyjną i wodną (Pawłat 1995). Przy jego opracowaniu uwzględniono założenia Miejscowego Planu Szczegółowego Przestrzennego Zagospodarowania i wyniki sondażu wśród mieszkańców Osiedla. Schemat układu przedstawiono na rysunku 2.

Zaproponowano zieleniec wypoczynkowy – osiedlowy (obiekt 1), zieleniec wypoczynkowy – wodny (obiekt 2), park leśny w Dakowie (obiekt 3), tor wrotkowy (obiekt 4), zieleniec-bulwar wzdłuż Kanału Wawerskiego (obiekt 5), uroczysko Maciorówka (obiekt 6) oraz 10 zieleńców wspomagających (obiekt I–X). Obiekty 1, 2, 4 i 5 położone są na terenie osiedla Stara Miłosna, obiekty 3 oraz I–VII na obrzeżach Parku, a obiekty 6 oraz VIII–X we wnętrzu Parku.

Układ komunikacyjny składa się z dróg pieszo-jezdnych i pieszych oraz tras rowerowych. Drogi pieszo-jezdne wyznaczono na terenie Osiedla. Drogi piesze zaplanowano głównie na terenie Parku. Trasy rowerowe długości 14 km wyznaczono wzdłuż obwodnicy osiedlowej (trasy pieszo-jezdnej), obwodnicy parkowej (trasy pieszej) i drogi tranzytowej przez centralną część obszaru leśnego w pobliżu Parku leśnego w Dakowie (trasa pieszo-jezdna). Wszystkie trasy będą mieć połączenia z drogami ponadlokalnymi, po których można kontynuować jazdę.

Układ wodny składa się z: Kanału Wawerskiego, zbiorników retencyjnych na obszarze zieleńca wypoczynkowo-wodnego (obiekt 2), proponowanych przez Wolskiego i in. (1995) oraz zbiorników w północnej części Mazowieckiego Parku Krajobrazowego, programowanych przez Pawłata i in. (1994). Zbiorniki będą miały charakter naturalny. W ich pobliżu wyznaczone zostaną ścieżki spacerowe, mostki, kładki, pomosty, ambony i punkty widokowe do obserwacji leśnych i przyrodniczych biocenoz.

W przedstawionym układzie funkcjonalno-przestrzennym rekreacyjnego zagospodarowania można wyodrębnić dwa poziomy funcjonowania: ponadlo-



RYSUNEK 2. Założenia układu funkcjonalno-przestrzennego rekreacyjnego zagospodarowania północnej części Mazowieckiego Parku Krajobrazowego dla potrzeb mieszkańców osiedla Stara Miłosna: – I strefa intensywnej rekreacji; – II strefa średnio intensywnej rekreacji; – III strefa ekstensywnej rekreacji; (1) – zieleniec wypoczynkowy – osiedlowy; (2) – zieleniec wypoczynkowy – wodny; (3) – park leśny; (4) – tor wrotkowy; (5) – zieleniec-bulwar; (6) U – uroczysko Maciorówka; (II) – zieleńce wspomagające; (W) – zbiorniki wodne; – drogi jezdne – krajowe; – drogi pieszo-jezdne; – drogi piesze; – trasy rowerowe; P – parkingi

kalny i lokalny. Na poziomie ponadlokalnym głównymi arteriami będą prowadzący ze wschodu na zachód Kanał Wawerski, wzdłuż którego zaprojektowano zieleniec-bulwar łączący centralne obiekty wypoczynkowe (obiekty 1 i 2) oraz droga północ–południe (przedłużenie ulicy Fabrycznej), przy której zlokalizowano trzeci z centralnych obiektów wypoczynkowych (obiekt 3).

Na poziomie lokalnym można wyodrębnić dwie obwodnice:

- pierwsza jest skoncentrowana w I i II strefie rekreacyjnego zagospodarowania i wiedzie poprzez zieleniec-bulwar, wzdłuż Kanału Wawerskiego (I strefa), do trasy łączącej zieleńce wspomagające w strefie brzegowej lasu (II strefa),
- druga łączy wszystkie trzy strefy zagospodarowania w układzie zamkniętym.

Wnioski

1. Nadrzędną funkcją parków krajobrazowych jest ochrona środowiska przyrodniczego. Ochronie tej podporządkowane są inne formy zagospodarowania, w tym także rekreacyjnego. Powinny one spełniać określone uwarunkowania.

2. Intensywność zagospodarowania rekreacyjnego parków krajobrazowych powinna zmniejszać się w miarę zbliżania się do jego granic i wchodzenia w jego obszar. Ponadto nie może ona przekraczać pojemności rekreacyjnej środowiska. Cel ten można osiągnąć poprzez zmianę gradientu atrakcyjności form rekreacji.

3. Parki krajobrazowe mogą być wykorzystane dla turystyki krajoznawczej, wypoczynkowej i kwalifikowanej. Wymienionym formom rekreacji muszą towarzyszyć obiekty i urządzenia specjalne, obiekty usługowe, bazy noclegowe oraz układ sieci dróg, parkingów i szlaków turystycznych.

4. Propozycje programowe poszczególnych obiektów muszą być atrakcyjne i odpowiadać potrzebom i zainteresowaniom potencjalnych użytkowników. Ich kompozycja przestrzenna, stosowane materiały oraz struktura roślinności stwarzać powinny harmonijny układ z krajobrazem leśnym. Elementami szczególnie wzbogacającymi program rekreacyjny są obiekty wodne.

Literatura

BARANOWSKA-JANOTA M. 1986: *Turystyka w Parkach Krajobrazowych.* Człowiek i środowisko. T 10; 3, Warszawa.

BARANOWSKA-JANOTA M., KORZENIAK G. 1991: *Zasady turystycznego użytkowania i ochrony Parków Krajobrazowych.* Kraków.

CHMIELEWSKI T. J. 1990: *Parki Krajobrazowe w Polsce. Metody delimitacji i zasady zagospodarowania przestrzennego.* Wyd. SGGW, Warszawa.

HOFMAN Z., ROSTKOWSKI A. 1987: *Planowanie urządzeń rekreacyjnych na obszarach wiejskich.* Wyd. Politechniki Warszawskiej, Warszawa.

JAGUSIEWICZ A. 1979: *Systemy parków krajobrazowych w Polsce.* PWN, Warszawa - Łódź.

KAMIENIECKI K., KOZŁOWSKI S. 1985: *Ocena realizacji ogólnopolskiego programu tworzenia parków krajobrazowych.* (W:) *Problemy gospodarki przestrzennej w parkach krajobrazowych.* Mat. TUP, Warszawa.

KRÓL B. 1992: *Wartości turystyczno-edukacyjne Mazowieckiego Parku Krajobrazowego.* Fundacja TERRA SANA, Otwock.

ŁOSZKIEWICZ B., GŁUCH G. 1991: *Wytyczne rekreacyjnego zagospodarowania lasów.* Naczelny Zarząd Lasów Państwowych, Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa.

PAWŁAT A., 1995: *Możliwości rekreacyjnego zagospodarowania północnej części Mazowieckiego Parku Krajobrazowego dla potrzeb mieszkańców osiedla Stara Miłosna.* SGGW, maszynopis pracy dyplomowej.

PAWŁAT H., i in. 1994: *Możliwości wykorzystania wód z oczyszczalni ścieków w Starej Miłosnej do poprawy warunków wodnych przyległych ekosystemów leśnych i miejskich.* Przegl. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. SGGW, 5.

RIABININ D. 1972: *W sprawie niszczenia środowiska przyrodniczego przez ruch turystyczny.* Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 6.

SEMBRAT P. i in. 1994: *Miejscowy Plan Zagospodarowania Przestrzennego Osiedla Stara Miłosna.* Urząd Miasta Wesoła.

WOLSKI P., i in. 1995: *Koncepcja programowo-przestrzenna zagospodarowania wód pościekowych na terenie osiedla Stara Miłosna.* SGGW, Warszawa (maszynopis).

Adres autorki

A. Pawłat

Katedra Budownictwa Wiejskiego SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Antonia OVTCHAROVA

Ecological evaluation of the irrigation in some agricultural areas of Bulgaria

Abstract

The irrigation water coming from rivers, ponds and wells contains different pollutants in Bulgaria. In the present paper are included some data of the influents of the irrigation water on agricultural crops and soils. Globally more attention is paid to the quality of irrigation and theimprovementof water distribution uniformity. Soil erosion is another problem, which can be avoided in the process of irrigation when water is applied without runoff on the soil surface. Some types of sprinklersystem were evaluated in the condition of Bulgaria.

Key words: irrigation, pollution, environment

Introduction

Bulgaria is situated in zone of unsustainble moistening.The annual precipitation have fluctuated from 500 to 700 mm.They are insufficient for most agricultural crops during the growing period. According to the agrometeorological data for more than 100 years a circle dry spell set in summer have been noticed.The rainfall less than 400 mm have been occurred in plain regions of North and South Bulgaria,e.g. it means 42.7% of all arable land of the country. The rainfall are changing from 90 mm to 190 mm during the crop-growing season.That's why the need for irrigation on plays the most significant role.It's not possible to get some crop production without irrigation.

Ecological aspects of irrigation

The water resources of Bulgaria are rivers, underground waters and the 2000 numbers dams-big, medium and small. Information on the condition of the waters in Bulgaria was collected and analyzed by Standard National Automated System for Environmental Protection (SNASEP).The quality of river waters is being determined on the basis of the water samples taken once monthly and the laboratory analyses carried out to estimate 12–20 basical parameters: ph, dissolved oxigen, temperature, dissolved solids, total suspended solids, iron, manganese,nitrites, nitrites, free amonia, phosphorus, total organic carbon, BOD_5, COD, chlorides, alkalinity. Some analyses from one part of the control points are being made to determine the heavy metals, cyanides, phenols, detergents and petroleum products.

Surface water evaluation was done on the base of a complex evaluation coefficient K_{ko},which reflects pollution accor-

ding to five groups of parameters.This coefficient gives information about pollutants above maximum permissible amount. According to the coefficient the river classification is shown in table 1.

On this adopted basis is the following classification: River Osum, Provadiiska, Mesta, Struma and the Danube are medium polluted; River Ogosta, Iskur, Vit, Toundzha and Maritsa are strongly polluted; River Yantra, Rousenski Lom, Kamchiya and Arda are very strongly polluted.

The causes of the river pollution are the lack of sewage-treatment plants or the bad state of them. In table 2 are given the more significant polluters of some rivers in Bulgaria.

BOD_5 rates for the most of bulgarian rivers exceed maximum permissible amount.They have reached up to 800–1000 mg/m^3 (Skout, Iskur, Provadiiska, Maritsa and s.o.).The concentration of lead is above permissible level (River Arda – 290 mg/m^3), of arsenic (River

TABLE 1. A complex evaluation coefficient of rivers (surface waters)

K_{ko}	< 1	1 – 2	2 – 6	6 – 12	> 12
Evaluation of the water pollution	unpolluted	slightly polluted	medium polluted	strongly polluted	very strongly polluted

TABLE 2. Pollution of some rivers in Bulgaria

N	River	Polluters
1.	Ogosta	Organical pollution from pigbreeding farm
2.	Skout	Cellulose production factory Misia, organical pollution from cattlebreeding farm
3.	Iskur	Faults of the municipal sewage-treatment plant near Sofia, Metalurgical factory Kremikovtsi
4.	Vit	Cellulose production factory, Plant of fodder and yeast production, cattlebreeding farms
5.	Osum	Industrial and municipal wastewater effluents
6.	Yantra	Unconstructed municipal sewage-treatment plant in Gabrovo,Sugar-refinery, Industrial and municipal waste water effluents of town of G.Oriahovitsa
7.	Rositsa	Industrial and municipal wastewater effluents of a town of Sevlievo
8.	Rousenski Lom	Factory of antibiotic production-Razgrad, Industrial and municipal wastewater effluents from Popovo, waste waters from pigbreeding farm
9.	Kamchiya, Toundzha	Industrial and municipal wastewater effluents
10.	Maritsa	Industrial water from copper production factory, industrial and municipal wastewater effluents
11.	Arda	Wastewater effluents from the floatation factory
12.	Mesta	Plant of fodder and yeast production, cellulose production factory, industrial and municipal wastewater effluents of towns
13.	Strouma	Chemical pharmaceutical factory, industrial and municipal wastewater effluents from sewerage

Topolnitsa – 300 mg/m^3), of phenols (River Toundzha 50 – 115 mg/m^3). According to the data of the rivers have been summarized that some of them are not suitable for irrigation.

River Danube is the considerable water resource of Bulgaria. During the last 30 years waters were slighly polluted on the base of mineralisation, biogenetical elements, specific toxic ingredients, fat and petroleum products etc. According to the bulgarian standard the waters of the Danube are evaluated 3rd category as defined by order N 7 of 1986. It means suitable for irrigation and industrial use.The turbidity of water, which is up to 40% makes difficulties in drip irrigation. The filters get very ofen clogged. During April and May has been estimated the increased concentration of nitrates, nitrites, amonia, phorphorus and iron.It's a result of spring high waters coming from leached agricultural lands of Central Europe.The intensity fertilization brings heavy pollution of the Danube water. Yearly Bulgaria put to use 1.10^9 m^3 water from the Danube.The cooling of the Kozlodouy nuclear power plant uses 150 m^3/s. Irrigation and industrial water supply use about 260.10^6 m^3 yearly.The concentration of total solids in some parts of the river are between 50–150 mg/ l; rates of BOD_5 are average 3–5 mg/ l; fat and petroleum products are 0.2–0.6 mg/ l.

Observations of radioactivity of the Danube have been done regularly along theall course of the river, especially near nuclear power plant. Rersults have shown, that no case of increased total alfa- and beta- radioactivity (they vary between 0.025 – 0.253 Bq/l).The technogenic ceasium – 137 concentrations of riverbed deposits before and after the nuclear power plant vary from 5 to 14 Bq/kg. It means that there aren't changings of the environment.

In Bulgaria the underground water condition is better than the surface waters.The underground water quantity was evalueted 6.5.10^9 m^3 per year or up to 30% of surface water flow-off.The irrigation water utilization is on the average 333.10^6 m^3 yearly. It means only 11.1% of exploited water resources.During the last 25–30 years have been built factories, polluted the environment. The intensive chemical use in agriculture has worsened the underground waters. Have been observed the following parameters: chlorides, nitrates, sulfates and total mineralisation.Nitrate pollution was registered in the Loudogorie and Dobroudzha regios, chloride pollution - in the low lands along the Danube and the Black Sea; many areas (Trakiya region) have been affected by sulfate, but combined mostly with nitrate and chloride pollution; excess general mineralisation has been registered in hypsometric depression areas. In table 3 are given some data of underground water components around some settlements in Bulgaria.

It can be come to conclusion, that most of underground waters are suitable for irrigation, except some regions with high concentration of Cl, SO_4^{2-}, B, Pb, As etc. In Bulgaria most of the dams and lakes are in good condition for irrigation, but some of them have exceeded the level of toxicity. Dam of Topolnitsa was built to irrigate a large area.Some of the rivers, which flow in it, are polluted with heavy

TABLE 3. The underground water contents around some settlements in Bulgaria

Town (Village)	Ingredients (average)
Provadia	Total mineralization –1116 mg/ l
Varna	Total mineralization – 1092 mg/l
Ijambol	Total mineralization – 1086 mg/l
Hakanovo	Sulfates – 448 mg/l; nitrates –78 mg/l chlorides – 300 mg/l; total mineralization – 1609 mg/l
Straldga	Nitrates – 129 mg/ l
Kameno	Total mineralization – 1050 mg/ l
Karlovo, Nova Zagora, Stambolijski	Total mineralization – above 1050 mg/l, nitrates – above 80 mg/ l

metals: copper, lead, zinc and cadmium.The concentration of these elements in fishes are 2 – 5 times above permissiible level: cadmium 0.619–1.963 mg/kg; lead 6.186 – 23.330 mg/kg; copper 4.618 – 7.445 mg/kg; zinc 78.4–165.655 mg/kg.Although these data, the water of the dam has been used for irrigation in north of Plovdiv.The heavy metal high concentrations of growing crops were estimated.

The ecological disturbance are the farm land subject to water and wind erosion by region and over the national territory.These disturbed land are on average 1.02.10^6 ha in Bulgaria. In Plovdiv region they are on average 100.10^3 ha. The water erosion is especially related with irregular gravity irrigation, lack of soil conservation activities or unproper design.Unadjusted discharge has formed excessive runoff, a deep percolation and poor distribution uniformity. Sprinkler irrigation on steeper terrain (more 2%) results water erosion of the soil.Some bulgarian mechanized semi-stationary water spraying installation (PDI–20 K, PDI –20 M) have created rain with high application rates 16–20 mm/ hr with ther gun sprinklers type R -90 S, R - 50 S.

Conclusions

The quality of irrigation water gives sufficient influence on the environment.It must be paid attention to all factors, affecting on quality of water.The introduced salts and heavy metals together with irrigation water have been accumulated by crops.After that there is a risk to the health of human. It isnecessary to make a pollution control of all water resources, especially near plants, factories, working with an old technology.

Literature

AYERS R.S.,D.W.WESTCOT 1988 : Water quality for agriculture,FAO publ.29.

BARBAGALLO S. et al. 1990 : Indagine su piccoli serbatoi di acque reflue urbane utilizzate per irrigazione. Riv.di Ingegneria Agraria; I, 40–45.

INDELICATO S. et al.1982: Study su l'utilizzazione di acque reflue per l'irrigatione, Catania, 146p.

Author's address

A. Ovtcharova

Higher Institute of Agriculture,

12 Mendeleev st., 4000 Plovdiv, Bulgaria

Aleksy GAŁKA, Bolesław JANOWSKI

Oddziaływanie melioracji na kształtowanie się składu florystycznego i produkcję biomasy w ekosystemach trawiastych doliny Czarnego Dunajca

Abstract

Effect of drainage on the botanical composition and yield of the grassland sward Czarny Dunajec. In the work carried out on grassland sward Czarny Dunajec the botanical composition and yield survey were carried on in the years 1986–89 and 1992–94. The water table level were examined by piezometric net, the soil moisture by gravimetric method. The phytosociological composition surveys, using the Braun-Blanquet method on the grassland, were carried on respectively in the same areas every year. It was found that the effect of long ago accomplished drainage was not as positive as it was expected. The botanical composition, forage production and land use was differenced after a lapse of years. Area of usable land was decreased drastically because of low profit from animal production. To the postponed areas the new species of plant were selfintroduced into the sward. Projected effect of the drainage was also not obtained because of missmanagement of drained land.

Key words: grassland drainage, botanical composition, yield.

Wstęp

Trwałe lub okresowe nadmierne uwilgotnienie spotyka się najczęściej w dolinach rzecznych lub w obniżeniach terenowych, gdzie w większości występują trwałe użytki zielone. Tam też w latach 50. i 60. wykonywano większość melioracji odwadniających lub odwadniająco-nawadniających. Mimo że wskazuje się na korzystny wpływ wykonanych zabiegów melioracyjnych oraz zagospodarowania pomelioracyjnego na plon i skład florystyczny w pierwszych latach eksploatacji (Janowski 1968; Maślanka 1986; Kostuch i in. 1995), to w miarę upływu lat efekty tych zabiegów nie są tak widoczne, a nawet obserwuje się spadek plonów, nadmierne przesuszenie lub wtórne zabagnienie (Janowski i in. 1992). Wskazuje się na niewłaściwą konserwację urządzeń wodnomelioracyjnych lub jej całkowite zaniechanie jako jedną z głównych przyczyn powodujących degradację zagospodarowanych niemałym nakładem kosztów użytków zielonych (Janowski 1978). Nieodpowiednie nawożenie i brak właściwej pielęgnacji łąk i pastwisk prowadzi często do niekorzystnych zmian w składzie gatunkowym porostu i obniżeniem jego wartości użytkowej (Janowski i in. 1992; Gałka 1994). Celem prowadzonych w latach 1986–89 i 1992–94 badań była ocena efektów bezpośrednich melioracji i zagospodarowa-

nia pomelioracyjnego wykonanego w latach 1954–1966 na obiekcie łąkowo-pastwiskowym Czarny Dunajec w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej.

Opis terenu badań

Obiekt Czarny Dunajec położony jest w zachodniej części Kotliny Orawsko-Nowotarskiej, w widłach rzeki Czarny Dunajec i potoku Piekielnik. Teren obiektu jest zasadniczo płaski (spadek w kierunku północ –południe nie przekracza 2%). Kotlina Orawsko-Nowotarska jest obszarem zbiorczym dla spływających z otaczających ją terenów zarówno wód opadowych, jak i podziemnych. Szczególnie duży jest odpływ podziemny w związku ze żwirowym podłożem czwartorzędowym. Roczny bilans wodny charakteryzuje się odpływem 535 mm przy opadzie 875 mm. Z obszaru Kotliny odpływa obecnie 61% opadu, z tym że w zlewni Piekielnika współczynnik odpływu wynosi 49%, dla Czarnego Dunajca zaś 72% (Lipka, Kosiński 1993). Nie bez znaczenia dla gospodarki wodnej obiektu Czarny Dunajec są znajdujące się na jego obrzeżach wysokie torfowiska: Puścizna Wielka, Puścizna Mała i Puścizna Rękowiańska o łącznym obszarze 762 ha i torfowisko typu niskiego: Bory-Wylewisko o powierzchni 628 ha. Złoża torfowe Kotliny Orawsko-Nowotarskiej magazynują około 63 mln m^3 wody, z czego dwie trzecie przypada na torfowiska położone w sąsiedztwie obiektu Czarny Dunajec, stanowiąc dla niego rodzaj naturalnego zbiornika retencyjnego (Lipka, Kosiński 1993). Na kompleksie łąkowym Czarny Dunajec nie obserwuje się większych niedoborów wody w okresie wegetacyjnym w latach o równomiernie rozłożonych opadach atmosferycznych, jednakże w latach posusznych braki mogą wynieść około 150 mm. Mimo tych niewielkich niedoborów wskazywano na potrzebę okresowego przeprowadzania nawodnień gleb torfowych, celem niedopuszczenia do utraty przez nie pierwotnej struktury w wyniku przesuszenia, powodowanego przez odwodnienie (Figuła 1960). Gleby obiektu to gleby płowe o składzie mechanicznym glin średnich i ciężkich pylastych i gleby torfowe, wytworzone z torfu niskiego i wysokiego o miąższości do 3m. W części wschodniej obiektu znajdują się gleby mułowe, powstałe w warunkach nadmiernego uwilgotnienia. Charakterystyczną cechą obiektu przed melioracją był wysoki poziom wód gruntowych i szereg trzęsawisk torfowych. Nadmiernie nawilgocone oraz z wodą występującą na powierzchni były też zagłębienia terenowe i smugi śródpolne. Według Figuły (1960), porost roślinny przed wykonaniem melioracji stanowiły przede wszystkim turzyce higrofilne oraz rośliny błotne: knieć błotna, bobrek trójlistkowy, skrzyp błotny i sitowie. Słabo nawilgocone kompleksy, położone na wzniesieniach, porośnięte były przeważnie zespołem bliźniczki wyprostowanej. W północnej części obiektu oraz wzdłuż potoku Piekielnik występowały zbiorowiska oczeretowo-szuwarowe z przewagą trzciny pospolitej, pałki wodnej, sitowia i turzyc. Zarówno na terenach podmokłych, jak i okresowo suchych plony były niewielkie i wynosiły średnio z 1 ha do 1,5 t siana bardzo małej wartości pastewnej. W 1953 r. na obiekcie rozpoczę-

to prace melioracyjne.Całą powierzchnię obiektu objęto odwodnieniem za pomocą rowów otwartych, z możliwością ich wykorzystania do nawodnień uzupełniających. Nawodnienie zaprojektowano na obszarze 330 ha. Całość podzielono na 19 działów o powierzchni 10–30 ha, zasilanych wodą z osobnych rozprowadzalników. W latach 1956–1964, po zakończeniu prac melioracyjnych, na obiekcie sukcesywnie wykonywano zagospodarowanie pomelioracyjne metodą pełnej uprawy. Obecnie 60% powierzchni obiektu jest własnością rolników gminy Czarny Dunajec, pozostałe działki rolnicy przekazali w latach 1975–1987 Skarbowi Państwa w zamian za emerytury.

Metodyka i wyniki badań

Na wydzielonych powierzchniach zbiorowisk roślinnych obiektu wykonywano zdjęcia fitosocjologiczne metodą Braun-Blanquetta oraz określano plony na próbnych poletkach o powierzchni 50 m^2. Poziom wody gruntowej określano za pomocą sieci zainstalowanych na stałe piezometrów, a wilgotność gleby określano metodą wagową. Wysokość stosowanego nawożenia uzyskano od rolników w trakcie prowadzonych wywiadów. Analizę botaniczno-wagową oraz skład chemiczny siana oznaczano w laboratorium.

Omówienie wyników

Z danych przedstawionych w tabeli 1 wynika, że wykonane melioracje uregulowały stosunki wodno-powietrzne gleb obiektu Czarny Dunajec w stopniu często niezadowalającym i bardzo zróżnicowanym w zależności od typu gleb i ich lokalizacji w obrębie obiektu. Zaledwie 26,6% powierzchni wykazuje optymalne uwilgotnienie. Okresowo przesuszone gleby spotykamy na 19,7%, podczas gdy pozostała część obiektu jest okresowo bądź trwale nadmiernie uwilgotniona. Z przeprowadzonych badań fitosocjologicznych i analiz botaniczno-wagowych wynika, że ruń niedomeliorowanych lub nadmiernie uwilgotnionych powierzchni, mimo wykonanego metodą pełnego obsiewu zagospodarowania, nie posiada w swoim składzie botanicznym nowo wprowadzonych gatunków roślin. Utworzyły się tam, na skutek wtórnej sukcesji, zbiorowiska o składzie botanicznym zbliżonym do występującego przed melioracją.

Na założonych poletkach nawozowych stwierdzono, że kierunek sukcesji roślinnej zależy nie tylko od stosowanego nawożenia, ale też od warunków fizjograficznych wpływających na stosunki wodno-powietrzne gleby. Przy nawożeniu sięgającym ponad 300 kg NPK $\cdot$ ha^{-1}, plon siana wynosił ponad 10 t $\cdot$ ha^{-1} na części obiektu o optymalnym uwilgotnieniu, podczas gdy przy tym samym nawożeniu na obiektach okresowo przesuszonych lub nadmiernie uwilgotnionych plony sięgały niewiele ponad 7 t $\cdot$ ha^{-1}. Przy niższych dawkach nawozowych plony obniżają się i wykazują wyższe zróżnicowanie w zależności od warunków wilgotnościowych. W terenie nadmiernie uwilgotnionym w poroście dominują: wyczyniec łąkowy, kostrzewa trzcinowa, wiechlina zwyczajna i ostrożeń łąkowy. Na powierzchniach optymalnie uwilgotnio-

TABELA 1. Plony na wydzielonych powierzchniach w obrębie obiektu Czarny Dunajec, użytkowanego przez rolników indywidualnych

Wykonane melioracje	Metoda zagospodarowania	Sposób użytkowania	Nr punktu badawczego	Powierzchnia		Stopień uwilgotnienia	Poziom nawożenia	Średnie plony 1986–1989		Średnie plony 1992–1994	
				ha	%			siana $t \cdot ha^{-2}$	białka $kg \cdot ha^{-2}$	siana	białka $kg \cdot ha^{-2}$
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Powierzchnie niedomeliorowane	porost naturalny	łąka	A	86,2	18,9	4+/5+/	1	3,9	480	*	*
			B	70,0	15,5	1+/2+/	1	3,1	246	*	*
			C	216,5	47,6	3+/4+/	1	1,6	195	*	*
		grunty orne		83,5	18,0	1+/2+/					
Niedomeliorowane	łącznie			455,5	100						
Rowy odwadniająco-nawadniające	pełna uprawa 1956	łąka	1	20,5	4,9	3+/5+/	1	3,9	480	*	*
			1 a	11,8	2,8	3+/4+/					
			1 b	19,0	4,6	3+/4+/	2	5,3	680	4,1	500
			1 c	2,3	0,5	2+/4+/	4	8,1	1126	9,6	1137
Średnia ważona								3,7	466	1,9	226
mel. jak pkt 1 – 1c	jak pkt 1 – 1 c	łąka	2	10,0	2,4	2+/3+/	2	5,3	466	4,1	508
			2a	22,6	5,5	2+/3+/					

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Średnia ważona								1,6	201	1,3	156
mel. jak pkt 1 – 1c	jak pkt	łąka	3	85,0	20,6	1–/2–/	3	5,2	612	6.8	904
	1 – 1 c		3a	6,3	1,5	2–/3–/					
			3b	5,0	1,2	1–/2–/	4	10,8	1253	7,5	1017
Średnia ważona								5,2	605	6,4	850
mel. jak pkt 1 – 1c	jak pkt	łąka	4	29,5	7,1	1+/2+/	2	4,5	613	3,5	459
	1 – 1 c		4a	1,5	0,3	1+/2+/	3	8,8	1082	6,5	942
			4b	1,6	0,4	1+/2+/					
Średnia ważona								4,5	604	3,5	459
mel. jak pkt 1 – 1c	pełna	łąka	5	50,0	12,1	1/2/	1	1,9	242	*	*
	uprawa		6	21,6	5,2	1/2/	2	7,5	1000	6,3	886
	1963		6a	27,0	6,5	1/2/					
Średnia ważona								2,6	342	1,4	194
mel. jak pkt 1 – 1c	jak pkt	łąka	7	30,0	7,3	2–/3–/	1	2,2	309	2,1	262
	5 – 6a		8	23,9	5,8	1–/–2/	3	7,8	985	6,6	941
			8a	45,0	10,9	2–/3–/					
Średnia ważona								2,6	331	2,2	307

Poziomy uwilgotnienia wg Patersena:

5+	mokre	
4+	średnio mokre	1
3+	umiarkowanie mokre	2
1+/2+/	wilgotne	3
1/2/	umiarkowanie wilgotne	4
1–/2–/	świeże	
3–	umiarkowanie suche	

Poziomy nawożenia kg · ha^{-2}

N	P_2O_5	K_2O
0–20	0–25	0–40
50–70	40–60	60–80
80–100	60–70	70–90
100–150	70–80	90–100

*– Nie użytkowane od 1992.

nych udział tych gatunków zmniejsza się ustępując miejsca wiechlinie łąkowej i kupkówce pospolitej, a na powierzchniach o niskim nawożeniu obserwuje się liczne występowanie kostrzewy czerwonej i śmiałka darniowego. Duży wpływ na skład botaniczny oraz plonowanie runi wywierał sposób gospodarowania. Szczególnie na powierzchniach o uregulowanych stosunkach wodno-powietrznych obserwuje się wielokrotnie wyższe plony na obiektach właściwie pielęgnowanych i w terminie koszonych.

Stworzone przez wykonane melioracje potencjalne zdolności produkcyjne nie są obecnie w wystarczającym stopniu wykorzystywane. Już w czasie badań w latach 1986–1989 zaobserwowano, że na skutek zaniechania koszenia drugiego pokosu lub całkowitej rezygnacji z koszenia właściwe wykorzystanie zdolności produkcyjnych obiektu wynosiło zaledwie 16%. Wyniki badań powtórzonych w latach 1992–1994 potwierdzają niekorzystne tendencje i wskazują na dalsze wyłączenia powierzchni z użytkowania. Wyłączone z użytkowania polowego powierzchnie uległy samozadarnieniu i z powodu wysokiego poziomu wody gruntowej wykorzystywane były jako łąki. Stopniowa degradacja runi, charakteryzująca się wkraczaniem turzyc, jaskrów, ostrożenia warzywnego, a nawet sitowia leśnego i niezapominajki błotnej, obniża jej wartość użytkową i nie zapewnia dobrego plonowania. Trwałe nadmierne uwilgotnienie i procesy wtórnego zabagnienia nasilają się na skutek niedostatecznej konserwacji urzadzeń wodnomelioracyjnych. W wyniku zaniechania koszenia na żyznych glebach organicznych obserwuje się wkraczanie pokrzywy zwyczajnej i przytulii czepnej w miejsce wystepujacego dotychczas wyczyńca łąkowego lub kolankowego. Na powierzchniach z wysokim poziomem wody gruntowej występuje lepiężnik oraz trzcina pospolita i następuje zarastanie terenu przez brzozę brodawkowatą i wierzby. Na naturalną sukcesję roślinną wyłączonych z użytkowania łąk wskazywali Janowski i in. (1992), Gałka (1994), a na nieużytkowanych polanach górskich Michalik (1990) i Zarzycki (1995). Wyżej położone partie nienawadnianych gleb mineralnych zostały wtórnie opanowane przez zespoły o dominacji kostrzewy łąkowej, tomki wonnej, bliźniczki , drżączki średniej i kosmatki owłosionej. Niskie i małowartościowe plony nie zachęcają do użytkowania i rolnicy często rezygnują z koszenia również tych powierzchni.

Powodem okresowego przesuszenia jest nie funkcjonujący system nawodnieniowy, ze zdewastowanymi urządzeniami piętrzącymi, nie używany w ogóle w czasie prowadzonych badań. Wykonanie na obiekcie jedynie części technicznej projektu, bez zadbania o całą infrastrukturę towarzyszącą, na której znaczenie wskazują prowadzący w tamtych latach badania (Figuła 1960; Prochal i in. 1965; Janowski 1968), nie pozostało bez wpływu na obecny stan obiektu Czarny Dunajec. W efekcie jest on tylko cześciowo wykorzystywany, a proces stopniowego odchodzenia od użytkowania pogłębia się na skutek niekorzystnej relacji cen uzyskiwanych przez rolników za produkty zwierzęce. Doprowadziło to do zmniejszenia obsady bydła oraz owiec i ograniczyło zapotrzebowanie zarówno na po-

wierzchnię pastwiskową, jak i łąkową. Ekstensywnie użytkowany obiekt łąkowo-pastwiskowy, wraz z wystepującymi w jego zasiegu torfowiskami, stanowić może obecnie bardzo cenną retencyjną powierzchnię zaopatrującą Dunajec w czystą, nie skażoną nawozami ani środkami ochrony roślin wodę. W przypadku zmiany relacji cen i wzrostu zainteresowania rolników użytkami zielonymi na obiekcie Czarny Dunajec możliwa jest poprawa efektów produkcyjnych. Na powierzchniach przesuszonych należy naprawić i zmodernizować system nawadniający i ewentualnie wprowadzić samoczynne urządzenia piętrzące (Janowski i in. 1995), a na terenach o zbyt wysokim poziomie wody gruntowej odmulać i wykaszać rowy odwadniające, poprawiając ich drożność. Przyczyniłoby się to do tzw. odmrożenia środków inwestycyjnych, wydatkowanych na wykonane melioracje i zagospodarowanie pomelioracyjne.

Wnioski

1. Melioracje połączone z zagospodarowaniem pomelioracyjnym i właściwym późniejszym użytkowaniem pozwalają na utworzenie wartościowych zbiorowisk roślinnych i osiąganie plonów kilkakrotnie wyższych niż uzyskiwane były przed melioracją.

2. Możliwości produkcyjne stworzone przez wykonane melioracje i zagospodarowanie pomelioracyjne są na obiekcie wykorzystywane w niewielkim stopniu. Stwierdzono zamrożenie części poniesionych nakładów inwestycyjnych.

3. Brak konserwacji urządzeń wodnomelioracyjnych i zaniechanie użytkowania doprowadza do wtórnego zabagnienia i zmian w składzie gatunkowym runi. Naturalna sukcesja roślinna eliminuje z porostu wartościowe pod względem paszowym gatunki i obniża plon oraz wartość siana.

4. Dokładne ekspertyzy przedmelioracyjne, biorące pod uwagę również czynniki ekonomiczne i kierunki rozwoju danego regionu, mogą być bardzo pomocne przy określaniu celowości, jak też zakresu i rodzaju stosowanych zabiegów melioracyjnych i przyczynić się mogą do bardziej efektywnego wykorzystania poniesionych nakładów.

Literatura

FIGUŁA K. 1960: *Gospodarka wodna na łąkach i pastwiskach Podhala.* Pasterstwo Tatr Polskich i Podhala, t.II, PAN, Wrocław-Kraków-Warszawa, 1–33.

GAŁKA A. 1994: *Kształtowanie się zbiorowisk roślinnych i poziomu wody gruntowej na odwodnionym torfowisku niskim Mogiła-Lesisko koło Krakowa.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, 246; 57–62.

JANOWSKI B. 1968: *Efektywność melioracji użytków zielonych w świetle badań na wybranych obiektach.* IMRIL AR, Kraków (maszynopis pracy doktorskiej).

JANOWSKI B. 1978: *Efektywność melioracji użytków zielonych na wybranych obiektach podgórskich i górskich.* Zesz. Nauk. AR Kraków, 151, Melior. z.9, 107–119.

JANOWSKI B., GAŁKA A., KOSTUCH R. 1992: *Biologiczna ocena skutków melioracji użytków zielonych na przykładzie wybranych obiektów górskich i podgórskich.* Zesz. Nauk. AR Kraków, 260, Sesja Nauk., z. 32; 179–192.

JANOWSKI B., BEDNARCZYK T., SZYMACHA J. 1992: *Samoczynne klapy wahadłowe mające zastosowanie do regulacji przepływów w sieci nawadniającej.* Zesz. Nauk. AR Kraków, 260, Sesja Nauk., z. 32; 167–177.

KOSTUCH R., MAŚLANKA K., URBANOWICZ A. 1995: *Wpływ melioracji i zagospodarowania pomelioracyjnego na skład botaniczny użytków zielonych obiektu Pełkinie.* Zesz. Nauk. AR Kraków, 298, Sesja Nauk., z. 45; 79–85.

KOSTUCH R., MAŚLANKA K., URBANOWICZ A. 1995: *Wpływ melioracji odwadniających na zmiany składu botanicznego runi użytków zielonych obiektu Laszki.* Zesz. Nauk. AR Kraków, 298, Sesja Nauk., z. 45; 87–93.

LIPKA K., KOSIŃSKI K. 1993: *Torfowiska w okolicy Czarnego Dunajca na tle sieci hydrograficznej.* AR Kraków, Sesja Nauk. Melioracje terenów górskich a ochrona środowiska; 197–209.

MICHALIK S. 1990: *Sukcesja roślinności na polanie reglowej w Gorczańskim Parku Narodowym w okresie 20 lat w wyniku zaprzestania wypasu.* Prądnik, 2; 137–148.

PROCHAL P. i in. 1965: *Zagadnienia melioracyjne dorzecza Czarnej Orawy na tle warunków fizjograficznych.* Rocz. Nauk Rol., t.115-D, Warszawa; 1–93.

ZARZYCKI J. 1995: *Przemiany roślinności polan śródleśnych w Babiogórskim Parku Narodowym spowodowane zaniechaniem użytkowania.* Zesz. Nauk. AR Kraków, 298, Sesja Nauk. z. 45, 113–119.

Adres autorów

A. Gałka, B. Janowski
Katedra Ekologicznych Podstaw
Inżynierii Środowiska AR w Krakowie
30–059 Kraków, al. Mickiewicza 24/28

Paweł OGLĘCKI, Jan ŻELAZO

Badania faunistyczne w dolinie Narwi na odcinkach o zróżnicowanym stopniu przeobrażenia

Abstract

Faunal abundance and differentiation of Narew river valley natural and man-made reaches. Faunal differentiation is one of the basic elements of river valleys environment. The land reclamation and river regulation works are very important factors, forming the invertebrate and vertebrate fauna communities. The fauna of the three Narew river reaches was investigated during 1993–1994 period. Natural reach, with many old river beds, characterised by large plant communities differentiation, was most abundant with birds species, including rare ones (harrier, little bittern,woodpiper, roof etc.). The amphibians and reptiles differentiation was similar on every reaches, but even common species presence was linked to old river beds and astatic water reservoirs. The necessity of environmental spatial differentiation in river valleys for biological and ecological acctractiveness maintaining was corroborated.

Key words: river valleys, fauna, regulation, land reclamation, environmental differentiation

Wstęp

Zagospodarowanie rzek, szczególnie roboty regulacyjne, wpływają wydatnie na zróżnicowanie biocenotyczne ekosystemów rzecznych. Przejawia się to zazwyczaj w zmianach zubożających skład florystyczny i faunistyczny i co za tym idzie – zmianach stabilności układów ekologicznych a także atrakcyjności przyrodniczo-krajobrazowej. Jednak możliwe są sytuacje, gdy działalność człowieka powoduje wzrost "biologicznej atrakcyjności" odcinka doliny rzecznej.

Prognoza wpływu działalności człowieka na ekosystemy rzeczne, rodzaj i zakres zachodzących w nich zmian oraz możliwości i tempo ich regeneracji ma ogromne znaczenie przy projektowaniu rozwiązań technicznych, szczególnie takich, w których należy uwzględnić wymagania ochrony środowiska. Podkreślić należy, że prognoza taka dotyczy bardzo różnorodnego pod względem przyrodniczym środowiska, środowiska dynamicznego, ulegającego ciągłym przemianom wskutek naturalnych procesów hydrologicznych i hydraulicznych. Podstawą dla prowadzenia takich prognoz stanowią wyniki badań stanu środowiska rzek i dolin, gdzie zostały w przeszłości wykonane roboty regulacyjne i melioracyjne. Badania stanu środowiska rzek i jego zmian w wyniku przeprowadzonych robót regulacyjnych są w naszym kraju nieliczne. Przyczyny tego stanu są różne, zarówno natury ekonomicznej, jak i metodologicznej. Badania takie są za-

zwyczaj drogie i długotrwałe. Powinny obejmować nie tylko charakter i rozmiar zmian biocenotycznych, lecz także ich trwałość. Poważną trudnością w badaniach nad wpływem robót regulacyjnych na środowisko jest brak dostatecznie wyczerpujących informacji dotyczących tła porównawczego, czyli warunków przed realizacją inwestycji. Pamiętać także należy, że na stan środowiska rzeki, obok regulacji, wpływają także inne czynniki, i wyodrębnienie oddziaływań poszczególnych z nich często jest bardzo trudne lub wręcz niemożliwe.

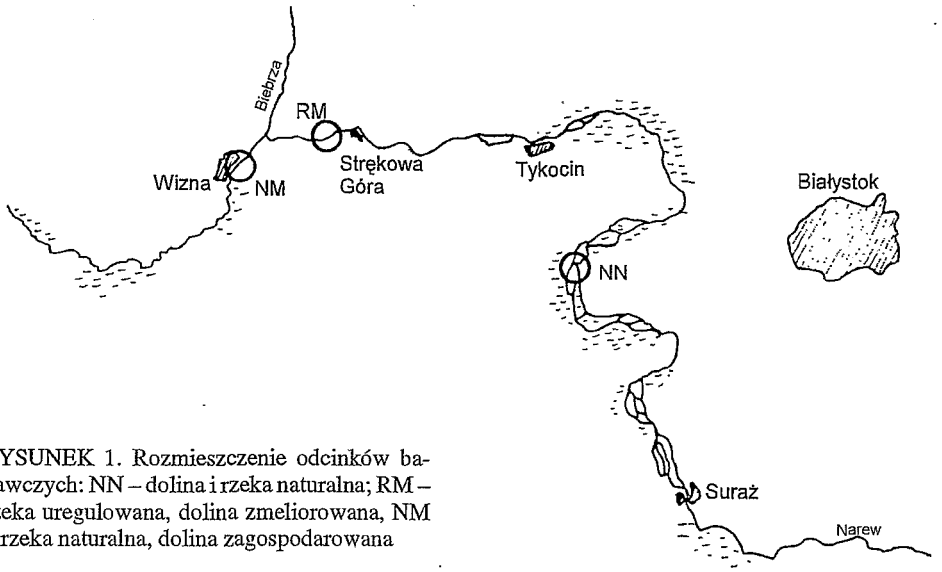
W 1993 roku zespół badawczy z katedr Budownictwa Wodnego i Przyrodniczych Podstaw Inżynierii Środowiska SGGW podjął badania stanu środowiska przyrodniczego w korycie i dolinie górnej Narwi. Ich celem było porównanie biocenoz odcinków rzeki o różnym stopniu i charakterze antropopresji. W pracy przedstawiono wstępne wyniki tych badań, z konieczności ograniczając się do omówienia organizmów zwierzęcych.

Teren badań i metody

Badaniami objęto trzy odcinki rzeki Narwi o długości około trzech kilometrów każdy (rys 1). Różniły się one stopniem i charakterem przeobrażeń koryta rzeki i doliny, a więc oddziaływań człowieka na ekosystem.

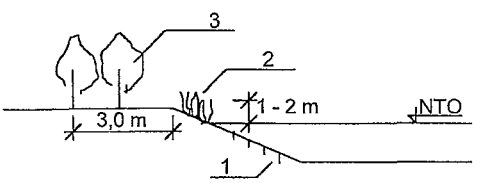
Odcinek pierwszy, (oznaczony dalej krótko jako **NN**) obejmował Narew powyżej Suraża w okolicach kolonii Kurowo. Rzeka przepływa tam przez tereny bagienne (Bagno Biel), ma charakter całkowicie naturalny, koryto jest podzielone na szereg odnóg, występują liczne starorzecza i inne akweny nieprzepływowe. Szerokość doliny rzecznej wynosi od 1 do 3 kilometrów, gleby są organiczne, o dużej miąższości. Cały obszar doliny pokryty jest niską roślinnością bagienną z występującymi kępami drzew i krzewów. Odcinek ten położony jest z dala od obszarów zabudowanych i dróg. Otoczony jest terenami ekstensywnie wykorzystywanymi rolniczo.

Odcinek drugi badawczy (oznaczony dalej jako **RM**) został zlokalizowany w okolicach miejscowości Góra, około 5 km powyżej ujścia Biebrzy. Badaniami objęto fragment rzeki i doliny, na którym w latach 1970– 1975 przeprowadzono roboty regulacyjne i niesystematyczną melioracje. Uregulowane koryto na całej niemal długości przepływa po nowej trasie. W wyniku regulacji koryto rzeki uzyskało regularny trapezowy kształt z łagodnie nachylonymi skarpami (1 : 3). Na całym uregulowanym odcinku ujednolicony został spadek podłużny (0, 15‰). Trasę regulacyjną poprowadzono jako sekwencję odwrotnych krzywizn, utworzonych przez łuki koszowe. Promienie krzywizny tych łuków zmieniały się w granicach od ok. 6 × B do 15 × B (gdzie – B szerokość koryta rzeki w poziomie wody brzegowej) i były znacznie dłuższe od naturalnych (oscylujących w granicach 3 × B – 5 × B). Brzegi koryta na całym uregulowanym odcinku zostały umocnione według ogólnego schematu : brzegi wklęsłe – umocnienie narzutem kamiennym lub materacem faszynowym w pasie od podstawy skarpy do poziomu wody NTQ (przepływ najdłużej trwający w ciągu roku); brzeg wypukły – darniowanie lub obsiew skarp powyżej poziomu wody



RYSUNEK 1. Rozmieszczenie odcinków badawczych: NN – dolina i rzeka naturalna; RM – rzeka uregulowana, dolina zmeliorowana, NM – rzeka naturalna, dolina zagospodarowana

NTQ. Odcinki koryta rzeki odcięte w wyniku regulacji (starorzecza) w dużej części pozostały nie zasypane. Większe z nich połączono z trasą regulacyjną przepustami – przepławkami umożliwiającymi komunikację z nowym korytem. Dolina nie jest chroniona przed zalewami. Umożliwia to komunikację w okresie przejścia wód wielkich między uregulowanym korytem a odciętymi starorzeczami i innymi akwenami w dolinie. Zalewane są także lokalne obniżenia terenu, wysychające w okresie niżówek (zbiorniki astatyczne). Wzdłuż brzegów starorzeczy pozostawione zostały porosty brzegowe, składające się głównie z różnych odmian wikliny. Umocnienia uregulowanego koryta uzupełnione zostały nasadzeniami drzew i krzewów (rys. 2). Znaczna część posadzonych drzew uległa jednak zniszczeniu. Dość dobrze natomiast przyjęły się nasadzenia wiklinowe. Tereny terasy zalewowej są w znacznym



RYSUNEK 2. Umocnienie brzegu uregulowanego koryta górnej Narwi: 1 – materac faszynowy lub narzut kamienny, 2 – sadzonki wikliny (materiał miejscowy), 3 – drzewa (2 rzędy)

stopniu wykorzystane jako pastwiska lub łąki kośne, część łąk nie jest wykorzystana rolniczo.

Odcinek trzeci (oznaczony jako **NM**) obejmuje fragment rzeki i doliny Narwi w okolicach Wizny, po połączeniu Narwi z Biebrzą. Zachowany jest tutaj naturalny charakter koryta rzeki, ale widoczny jest silny wpływ działalności człowieka w dolinie, przejawiający się w zagospodarowaniu terenów przyległych do rzeki. Starorzecza są nieliczne i występują głównie na lewym brzegu rzeki,

gdzie dolina jest znacznie szersza (ok. 1 km.) Przeważają tu łąki kośne oraz pastwiska, teren jest lekko podmokły. Wąska terasa zalewowa na prawym brzegu ograniczona jest skarpą, na której położona jest miejscowość Wizna, a w dalszej odległości szlak komunikacyjny.

Dla wszystkich odcinków sporządzone zostały charakterystyki geobotaniczne na podstawie analizy fitosocjologicznej metodą Braun-Blanquet. Przeprowadzono także obserwacje fauny kręgowej i w skromniejszym zakresie – bezkręgowej.

Fauna bezkręgowa

W omawianej fazie badań nie prowadzono szczegółowych badań inwentaryzacyjnych fauny bezkręgowej. Przeprowadzono natomiast rozpoznanie warunków panujących w korytach pod kątem potrzeb tych organizmów. Skład gatunkowy oraz liczebność występowania zespołu fauny bezkręgowej uzależnione są od obecności zróżnicowanych mikrosiedlisk (Statzner, Tolkamp 1980). Optymalne warunki dla rozwoju bezkręgowców związane są ze zróżnicowaniem materiału dennego, występowaniem zarówno materiałów drobno- jak i gruboziarnistych, zmiennymi głębokościami wody, prędkościami przepływu, a także z obecnością roślinności zanurzonej (Oglęcki 1994).

Bardzo dobre warunki do rozwoju fauny bezkręgowej występują we wszystkich strefach odcinka **NN** ze względu na występowanie różnorodnej roślinności, znaczne pokrycie dna rzeki przez makrofity, zróżnicowaną prędkość przepływu wody w korycie i obecność starorzeczy o dnie mulistym, bagiennym i rzadko twardym. Odpowiednie warunki dla występowania pełnego zespołu bezkręgowców, charakterystycznego dla eutroficznych wód stojących, występują także w starorzeczach odcinka **RM**. Jednak nadmierny rozwój fitocenoz rzęsy, spowodowany brakiem przepływu, obserwowany w pełni lata, może powodować braki tlenowe i co za tym idzie eliminację gatunków tlenolubnych. Pojawić się za to może zespół związany z agregacjami rzęsy (np. pewne gatunki ślimaków).

Strefa biotopów wodnych oraz przejściowa i brzegowa na odcinkach **RM** i **NM** nie wydaje się szczególnie atrakcyjna dla występowania bogatej fauny bezkręgowej. Piaszczyste dno, brak w strefie brzegowej jam, wykrotów, zwalonych drzew itp. nie wpływają korzystnie na zróżnicowanie gatunkowe. Niemniej niektóre taksony preferujące wody dość dobrze natlenione o dnie twardym mogą występować w dużych ilościach.

Na odcinku **NM** stwierdzono np. liczne występowanie racicznicy zmiennej (*Dreissena polymorpha*) i skójki (*Unio sp.*) oraz rozdepki rzecznej (*Theodoxus fluviatilis*) i żyworódki (*Viviparus sp.*).

Fauna kręgowa

Zakres badań poszczególnych grup fauny kręgowej był różny. Najbardziej wnikliwe obserwacje przeprowadzono nad awifauną. Badania pozostałych grup: ryb, płazów, gadów i ssaków ograniczały się do sporadycznych lustracji i ocen oraz analizy związanych z nimi siedlisk.

Ryby. Dokładne badania ichtiofauny wymagają zastosowania czasochłonnej i kosztownej metodyki oraz specjalistycznego sprzętu pozwalającego dokonać próbnych odłowów. Z konieczności więc ocenę stanu ichtiofauny przeprowadzono metodą pośrednią, na podstawie charakterystyki indykatora – struktur i mikrosiedlisk rzecznych. Związki między występowaniem określonych gatunków ryb a istnieniem odpowiednich dla nich, czyli dogodnych do żerowania i odbywania tarła mikrosiedlisk rzecznych, są wyraźne i w literaturze wielokrotnie potwierdzane (Sakowicz 1951).

Morfologia koryt rzecznych na odcinkach **RM** i **NM** jest słabo zróżnicowana. Niewielki jest także stopień pokrycia roślinnością zanurzoną, brak jest również struktur brzegowych: zatok, cypli, jam itp. W tych warunkach rybostan w korycie rzeki nie może być bogaty. Na odcinkach tych wysoce prawdopodobne jest występowanie następujących gatunków : płoć, krąp, jelec, okoń, kleń , jaź i leszcz. Możliwe jest nieliczne występowanie również innych ryb słodkowodnych. Niewiele jest na tych odcinkach miejsc tarliskowych. Dotyczy to zwłaszcza odcinka **NM**, gdzie starorzecza są nieliczne, słabo porośnięte i pozbawione kontaktu z korytem przepływowym. Na odcinku **RM** istnieje więcej potencjalnych miejsc tarliskowych w obrębie zarośniętych starorzeczy, jednak tylko niewielki ich procent ma stałe połączenie z rzeką. Obecność zróżnicowanych starorzeczy na tym odcinku powoduje, że wysoce prawdopodobna jest obecność w nich ichtiofauny charakterystycznej dla małych eutroficznych zbiorników (lin, karaś, wzdręga). W starorzeczach trwale połączonych z nurtem teoretycznie powinien występować pełny skład gatunków charakterystycznych dla danego odcinka rzeki (z wyjątkiem gatunków zdecydowanie prądolubnych), wzbogacony o taksony preferujące wody stojące.

Odcinek **NN** wydaje się stwarzać najkorzystniejsze warunki dla zróżnicowania i liczebności ichtiofauny. Zmienne prędkości przepływu wody w korycie, obecność licznych starorzeczy tworzących wspólny "krwiobieg" z głównym nurtem stanowią doskonałe miejsca tarliskowe. Ważny wpływ na stan rybostanu na tym odcinku ma także niewielka stosunkowo presja wędkarska. Z dużym prawdopodobieństwem można sądzić, że przeważają tu gatunki preferujące wody żyzne o niewielkiej prędkości przepływu (leszcz, krąp, szczupak, lin, karaś, wzdręga, karp), ale na fragmentach o szybszym prądzie występować mogą także gatunki prądolubne.

Płazy. Wysoka liczebność płazów cechowała tereny podmokłe, tj. cały odcinek **NN** oraz starorzecza i obszary przyległe odcinków **RM** i **NM** . Gatunkami charakterystycznymi dla siedlisk podmokłych były: żaba jeziorkowa (*Rana lessonae*), żaba śmieszka (*Rana ridibunda*) oraz mieszaniec tych dwóch gatunków – żaba wodna (zielona). Na suchszych fragmentach terasy zalewowej odcinków **RM** i **NM** występowały gatunki charakterystyczne dla tego typu biotopu – żaba trawna (*Rana temporaria*), ropucha szara (*Bufo bufo*) i ropucha zielona (*Bufo viridis*).

W starorzeczach odcinków **NN** i **RM** stwierdzono występowanie traszki zwy-

czajnej (*Triturus vulgaris*), a w łęgu na skarpie ograniczającej terasę odcinka **NN** rzekotkę drzewną (*Hyla arborea*).

Generalnie większe zróżnicowanie gatunkowe płazów przy zdecydowanie mniejszej liczebności cechowało odcinki RM i NM, charakteryzujące się zmiennymi warunkami siedliskowymi. Z kolei na odcinku NN bardzo dobre warunki do rozrodu znajdują gatunki silniej związane z wodą. Najmniejszą liczebność płazów, stwierdzoną na odcinku NM, można wytłumaczyć najmniejszą ilością miejsc odpowiednich do składania skrzeku i rozwoju kijanek (zarośniętych starorzeczy i zbiorników astatycznych).

Gady. W podmokłych fragmentach wszystkich odcinków stwierdzono występowanie zaskrońca (*Natrix natrix*) – gatunku , oprócz żółwia błotnego, najsilniej związanego z wodą, polującego na zwierzęta wodne. Na obszarach kserotermicznych odcinków **RM** i **NM** występowała ponadto jaszczurka zwinka (*Lacerta viridis*). Dla potencjalnego występowania innych gatunków gadów korzystniejsze wydają się siedliska o zmiennym uwilgotnieniu, z większą ilością muraw kserotermicznych. Spośród badanych odcinków szanse takie stwarza odcinek **RM** oraz w mniejszym stopniu odcinek **NM.**

Ptaki. Pod względem liczebności i różnorodności awifauny odcinek **NN** zdecydowanie odróżniał się od dwóch pozostałych, szczególnie grup ekologicznych: ptaków wodnych, wodno-błotnych i szuwarowych. Bardzo nieliczna była na nim awifauna charakterystyczna dla łąk niskich, co uwarunkowane jest specyfiką biotopu. Licznie i w dużej różnorodności występowały na nim gatunki wspomnianych wcześniej trzech grup ekologicznych. Znakomite warunki do gniazdowania mają tu gatunki budujące gniazda w trzcinowiskach (kaczki, łyska, błotniak stawowy, trzciniak itp.), wśród roślinności wynurzonej (perkozy), na wysepkach (łabędź niemy). Brak penetracji odcinka ze strony człowieka stwarza ptakom komfort bezpiecznego przeprowadzenia lęgów i wychowania potomstwa. Istotna jest także obfitość pokarmu zarówno roślinnego, jak i zwierzęcego. Obecność wysp ekologicznych w postaci kęp drzew i krzewów stwarza warunki do gniazdowania gatunków normalnie nie występujących na trzcinowiskach (pokrzewki, sikory).

W skład awifauny odcinka **NN** wchodzą gatunki rzadkie, o ciekawej biologii. Pełna lista gatunków stwierdzonych podczas obserwacji na tym odcinku przedstawia się następująco (gatunki rzadkie oznaczono gwiazdką, przelotne literą p):

bączek (*Ixobrycus minutus*) *
czapla siwa (*Ardea cinerea*)
perkoz rdzawoszyi (*Podiceps griseigena*)*
perkoz dwuczuby (*Podiceps cristatus*)
bocian biały (*Ciconia ciconia*)
żuraw (*Grus grus*) * p
łabędź niemy (*Cygnus olor*)
gęś gęgawa (*Anser anser*) p
gęś zbożowa (*Anser fabalis*) p
krzyżówka (*Anas platyrhynchos*)
cyraneczka (*Anas crecca*) *
czernica (*Aythya fuligula*)
świstun (*Anas penelope*) *
rożeniec (*Anas acuta*) *
myszołów (*Buteo buteo*)
błotniak stawowy (*Circus aeruginosus*) *
kokoszka wodna (*Galinula chloropus*)
łyska (*Fulica atra*)
czajka (*Vannelus vannelus*)

rycyk (*Limosa limosa*)
derkacz (*Crex crex*)
batalion (*Philomachus pugax*) *
kszyk (*Gallinago gallinago*)
krwawodziób (*Tringa totanus*) *
łęczak (*Tringa glareola*) *
śmieszka (*Larus ridibundus*)
mewa pospolita (*Larus canus*)
rybitwa zwyczajna (*Sterna hirundo*)
rybitwa czarna (*Chlidonias niger*)
szpak (*Sturnus vulgaris*)
kwiczoł (*Turdus merula*)
bogatka (*Parus major*)
remiz (*Remiz pendulinus*)
raniuszek (*Aegithalos caudatus*)
pokląskwa (*Saxicola rubetra*)
podróżniczek (*Luscinia svecica*)
brzęczka (*Locustella luscinioides*) *
strumieniówka (*Locustella fluviatilis*) *
makolągwa (*Acanthis cannabina*)
gąsiorek (*Lanius collurio*)
pliszka siwa (*Motacilla alba*)
piegża (*Sylvia curruca*)
cierniówka (*Sylvia communis*)
łozówka (*Acrocephalus palustris*)
trzcinniczek (*Acrocephalus scirpaceus*)
trzciniak (*Acrocephalus arundinaceus*)
rokitniczka (*Acrocephalus schonobaenus*)
zimorodek (*Alcedo atthis*)

Odcinki **RM** i **NM** nie były atrakcyjne pod względem ornitologicznym poza okresem przelotów.

W strefie koryta stwierdzono wtedy na obu odcinkach kilka osobników śmieszki (*Larus ridibundus*) i krzyżówki (*Anas platyrhynchos*). Dodatkowo na odcinku **RM** spotykano bardzo sporadycznie mewę pospolitą (*Larus canus*), rybitwę zwyczajną (*Sterna hirundo*) i rybitwę czarną (*Chlidonias niger*) oraz pojedynczego osobnika zimorodka (*Alcedo atthis*).

W okresie przelotów wiosennych nieco liczniej występowały: gągoł (*Bucephala clangula*), cyraneczka (*Anas querquedula*), czernica (*Aythya fuligula*) i głowienka (*Aythya ferina*).

Fragmenty strefy brzegowej powstałe po obniżeniu się poziomu wody były wykorzystywane jako miejsca żerowania przez brodźca piskliwego (*Tringa hypoleuca*). Niemniej sama rzeka na odcinkach **RM** i **NM**, ze względu na słabo zróżnicowaną linię brzegową i brak miejsc dogodnych do gniazdowania (łachy, skarpy, zastoiska), nie stanowi dla awifauny terenu zbyt atrakcyjnego.

Strefa roślinności brzegowej obu odcinków nie jest licznie zasiedlana przez ptaki ze względu na jej kadłubowy charakter. W jej skład wchodzą praktycznie te same gatunki przy niskiej ich liczebności:
gąsiorek (*Lanius collurio*)
szpak (*Sturnus vulgaris*)
sroka (*Pica pica*)
kapturka (*Sylvia atricapilla*)
cierniówka (*Sylvia communis*)
piegża (*Sylvia curruca*)
kwiczoł (*Turdus pilaris*)
bogatka (*Parus major*)
zięba (*Fringilla coelebs*)

Pewne znaczenie dla zróżnicowania awifauny strefy brzegowej na odcinku **RM** miała obecność kilku wysokich drzew (topoli), pochodzących z nasadzeń po wykonaniu regulacji rzeki. W swoistym mikrosiedlisku gniazdowały lub żerowały następujące gatunki:
sroka (*Pica pica*)
dzięcioł zielony (*Picus viridis*)
dzięcioł duży (*Dendrocopus major*)
dudek (*Upupa epops*)
szpak (*Sturnus vulgaris*)
kwiczoł (*Turdus pilaris*)

Występujące w otoczeniu starorzeczy odcinka **RM** szersze pasy łęgowe zasiedlane były, oprócz pospolitych gatunków charakterystycznych dla pasa łęgu przykorytowego, przez:

remiza (*Remiz pendulinus*)
dziwonię (*Carpodacus erythrinus*)
gąsiorka (*Lanius collurio*)
kukułkę (*Cuculus canorus*)
rudzika (*Erithacus rubecula*)

a pasy roślinności szuwarowej przez trzciniaka (*Acrocephalus arundinaceus*) i rokitniczkę (*Acrocephalus schonobaenus*).

Czynnikiem wpływającym na większe zróżnicowanie awifauny strefy brzegowej na odcinku **RM**, w porównaniu z odcinkiem **NM**, było więc występowanie wysokich drzew i szerokiej zabudowy krzewiastej starorzeczy.

Awifauna podmokłych łąk o trawach niskich na odcinkach **RM** i **NM** była bardzo zbliżona. Stwierdzono następujące gatunki (o niewielkiej liczebności):

czapla siwa (*Ardea cinerea*)
bocian biały (*Ciconia ciconia*)
myszołów (*Buteo buteo*)
kuropatwa (*Perdix perdix*)
czajka (*Vannelus vannelus*)
rycyk (*Limosa limosa*)
krwawodziób (*Tringa totanus*)
batalion (*Philomachus pugax*) p
rycyk (*Limosa limosa*) p
skowronek (*Alauda arvensis*)
pliszka żółta (*Motacilla flava*)
wrona (*Corvus corone*)
trznadel (*Emberiza citrinella*)
szpak (*Sturnus vulgaris*)

Porównanie awifauny trzech badanych odcinków pozwala na dostrzeżenie kierunkowych zmian w jej składzie wraz ze wzrostem odziaływań antropopresyjnych. Wraz z ograniczeniem powierzchni trzcinowisk wycofują się gatunki, takie jak brzęczka, strumieniówka, błotniak.

Redukcja roślinności łęgowej w otoczeniu rzeki nie sprzyja występowaniu słowików, sikor, pokrzewek. Na terenie łąk terasy zalewowej funkcjonuje dość stabilny zespół awifaunistyczny, ograniczony jednak (w porze lęgowej) do gatunków pospolitych.

Ssaki. Strefa biotopów wodnych odcinków **RM** i **NM** nie sprzyja obecności gatunków związanych bezpośrednio z wodą ze względu na brak kryjówek w strefie brzegowej i wąską strefę roślinności przybrzeżnej. Większe możliwości dla występowania ssaków wodnych stwarzają starorzecza o szerszej zabudowie roślinnej na odcinku **RM**. Odcinek **NN**, oprócz większego urozmaicenia linii brzegowej koryta, charakteryzuje się występowaniem wysp ekologicznych w postaci kęp drzew i krzewów i dużą mozaikowatością siedlisk oraz niedostępnością. Cechy te powinny zapewniać występowanie dość licznej i zróżnicowanej fauny ssaków.

Dyskusja i podsumowanie wyników badań

Badane odcinki rzeki i doliny Narwi znacznie różnią się między sobą sposobem użytkowania i zarazem wykonanych robót melioracyjnych i regulacyjnych, a także naturalnymi warunkami morfologicznymi. Stąd też prezentowanych wyników nie należy rozważać jedynie w kategorii skutków oddziaływań antropogenicznych. Niemniej jednak dają one pewien obraz zależności między stanem

fauny a stopniem przeobrażenia (ukształtowania) rzeki i doliny.

Charakterystykę gatunkowego zróżnicowania fauny obserwowanej w czasie przeprowadzania badań terenowych przedstawiono w tabeli. Dane te wskazują, że zdecydowanie najwyższą liczbę gatunków ptaków stwierdzono na odcinku naturalnym (**NN**). Jest ona około dwukrotnie większa niż na odcinku **RM**, a więc tam, gdzie zakres przeobrażeń rzeki i doliny był największy. Ta relacja jest w pełni zrozumiała. Wytłumaczyć ją można niezwykłą atrakcyjnością siedlisk odcinka **NN**, związaną z występowaniem bardzo licznych odnóg głównego nurtu Narwi, starorzeczy oraz kęp roślinności wysokiej. Ta mozaika środowiskowa pozwala na występowanie gatunków związanych zarówno z trzcinowiskami, jak i z roślinnością niską. Dodatkowo obecne są gatunki łęgowe, znajdujące dogodne miejsca do gniazdowania w kępach drzew i krzewów. Wysoki stopień naturalności ekosystemu stwarza warunki do występowania gatunków rzadkich, podlegających szczególnej ochronie. Dla przykładu drapieżne błotniaki znajdują tutaj warunki do bezpiecznego gniazdowania (odpowiednio rozległe trzcinowiska) i obfitość pokarmu. Większą atrakcyjność awifaunistyczną odcinka **RM** w porównaniu z odcinkiem **NM** wytłumaczyć można przede wszystkim mniejszymi zaburzeniami zewnętrznymi, wywoływanymi komunikacją, budową osiedli oraz użytkowaniem rolniczym.

TABELA. Liczba gatunków płazów, gadów i ptaków stwierdzona na poszczególnych odcinkach

Nazwa odcinka	NN	RM	NM
Płazy	5	7	8
Gady	1	2	2
Ptaki	48	25	18
Ptaki – współczynnik różnorodności gatunkowej Shannona – Wienera	13,18	6,02	4,16

Interesujące jest porównanie liczby gatunków płazów i gadów na badanych odcinkach, nawet jeśli mają one charakter przybliżony. Wskazują one bowiem na stosunkowo wyrównaną liczbę gatunków z lekką przewagą na odcinkach przeobrażonych. Wydaje się, że bardziej zróżnicowane warunki wilgotnościowe na tych terenach są czynnikiem sprzyjającym występowaniu liczniejszych gatunków.

Wysokie walory ornitologiczne odcinka **NN** oraz bardzo korzystne warunki dla rozwoju bezkręgowców i ichtiofauny wyraźnie wskazują, że pod względem przyrodniczym jest on niewątpliwie najatrakcyjniejszy. Brak jakichkolwiek oddziaływań ze strony człowieka pozwolił na zachowanie naturalnych ekosystemów bagiennych wraz z całą charakterystyczną dla niego biocenozą. Duża jest także atrakcyjność krajobrazowa i estetyczna tego odcinka, związana z występowaniem bardzo licznych odnóg głównego nurtu rzeki.

Ciekawe wydaje się porównanie odcinków **RM** i **NM**, z których pierwszy stanowi uregulowany fragment rzeki, drugi zaś to koryto w stanie naturalnym. Tymczasem, atrakcyjność przyrodnicza odcinka **RM** wydaje się większa. Otóż strefy roślinności brzegowej zostały na obu odcinkach w znacznym stopniu zniszczone i ograniczone są do zbiorowisk kadłubowych. Sama naturalność koryta

ma istotne znaczenie w przypadku pewnych taksonów bezkręgowców i ryb. W innych przypadkach, jeśli nie jest poparta utrzymaniem w stanie nienaruszonym pozostałych stref doliny rzecznej, znaczenie tej naturalności wyraźnie maleje. Na terenie terasy zalewowej odcinka NM widoczny jest bardzo silny wpływ działalności człowieka (wysuszenie terenu budowa dróg, podsiewanie, wypas bydła), szczególnie na brzegu prawym. Starorzecza, będące miejscem występowania zróżnicowanej flory i fauny, miejscem rozrodu bezkręgowców, płazów i ryb, są nieliczne i zwykle prawie pozbawione roślinności naturalnej. Tymczasem na odcinku **RM** przeprowadzona regulacja koryta nie spowodowała likwidacji licznych tam starorzeczy. Co prawda wiele z nich straciło stały kontakt z nurtem i stało się przez to mniej atrakcyjnymi pod względem faunistycznym (np. występowania większej liczby gatunków ryb), ale wciąż cechuje je występowanie zróżnicowanych i dobrze wykształconych fitocenoz i, co za tym idzie, duże możliwości zróżnicowania fauny. Tereny łąkowe terasy nie są w takim stopniu, jak na odcinku **NM**, wykorzystywane w celach gospodarczych i w okresie wyższych stanów wody stanowią bardzo atrakcyjny biotop zarówno dla ptaków lęgowych, jak i przelotnych. Urozmaicona rzeźba terasy (wyniesienia, skarpa) powoduje zróżnicowanie warunków siedliskowych na stosunkowo małej przestrzeni i występowanie ciekawie wykształconych ekotonów.

Atrakcyjność przyrodniczo-krajobrazową odcinków **RM** i **NM** obniża brak wysokiej zabudowy roślinnej wokół koryta. Drzewa występują pojedynczo lub w małych grupach i bardzo rzadko. Tymczasem już występowanie kilku wysokich drzew stwarza warunki do występowania (nawet okazjonalnego) ciekawych gatunków zwierząt, np. dziuplaków. Nie bez znaczenia jest kwestia uniknięcia monotonii krajobrazowej przez wprowadzenie zadrzewień różnego rodzaju oraz ochrony rzeki przed dopływami materii allochtonicznej z pól i łąk. Z tych względów bardzo pozytywnie należy ocenić inicjatywę zadrzewień w pasach przybrzeżnych wzdłuż uregulowanego koryta.

Sama regulacja biegu koryta rzecznego nie jest więc czynnikiem decydującym o atrakcyjności przyrodniczo-krajobrazowej odcinka rzecznego. Zachowanie określonych zasad postępowania (pozostawienie starorzeczy i ich osłony roślinnej itp.) może ograniczyć ich szkodliwe dla ekosystemu skutki. Natomiast nadmierna antropopresja zawsze będzie czynnkiem niekorzystnym bez względu na stopień naturalności koryta. Rzeka jest tylko fragmentem rozbudowanego ekosystemu doliny i nie funkcjonuje jako układ biologiczny w oderwaniu od pozostałych jego stref. Harmonijne działanie takiego ekosystemu uzależnione jest od przemyślanych działań człowieka, dotyczących całej doliny i terenów przyległych.

Literatura

OGLĘCKI P. 1994: *Występowanie fauny bezkręgowej w zróżnicowanych siedliskach środkowego odcinka rzeki Jeziorki*. Przeg. Nauk. Wydz. Mel. i Inżyn. Środ. SGGW, Warszawa.

SAKOWICZ S. 1951: *Oddziaływanie regulacji rzek na rybactwo.* Rocz. Nauk Rol. 57 s.393–432

STATZER B., TOLKAMP H., 1980: *Organism – substrate relationships in lowland streams* Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.

ŻELAZO J. i in. 1995: *Hydrauliczne i ekologiczne aspekty roślinnej zabudowy rzek płynących na obszarach użytkowanych rolniczo.* (maszynopis) KBW SGGW

Adresy autorów

P. Oglęcki
Katedra Przyrodniczych Podstaw
Inżynierii Środowiska SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Jan Żelazo
Katedra Budownictwa Wodnego SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Elżbieta BIERNACKA, Krystyna CZARNOWSKA

Wpływ zanieczyszczeń miejskich na właściwości fizyczno-chemiczne gleb łódzkiej aglomeracji miejskiej

Abstract

Influence of urban pollution on physical and chemical soil features in the area of city Łódź. Research of influence of urban pollution on physical and chemical soil features were carried on at the city Łódź and the neighbouring areas being under the influence of ŁAM. Presented results contain changes in soil causing firs of all the increase amount of organic carbon and calcium carbonate as well as salinity and poution of some heavy metals.

Key words : pollution, heavy metals, urbanisation.

Wstęp

Badania zmian środowiska przyrodniczego zachodzące pod wpływem urbanizacji podejmowane były w wielu krajach już w początkach dwudziestego wieku. W Polsce pierwsze badania (głównie szaty roślinnej) datują się od osiemnastego wieku, były rozwijane w dziewiętnastym wieku, a w ostatnim dziesięcioleciu są intensywnie realizowane. Badania gleb miejskich są wykonywane w wielu miastach i wykazały specyficzną genezę tych gleb, znaczne ich zasolenie, skażenie metalami i wiele innych zmian różniących gleby miejskie od naturalnych. Wpływ miasta Łodzi na niektóre właściwości fizyczno-chemiczne gleb jest tematem niniejszej pracy.

Materiał i metodyka badań

Próbki glebowe pobrano z terenu miasta Łodzi i terenów przyległych, będących pod wpływem zanieczyszczeń miejskich. Próby pobrano świdrem punktowym z kolejnych 25-centymetrowych warstw do głębokości 1,5 m; poziom wierzchni podzielono na warstwy 0,0 – 0,05 m, 0,05 – 0.10 m i 0,10 – 0,20 m. W próbach glebowych oznaczono: zawartość węgla organicznego – metodą Tiurina, węglan wapnia – metodą Scheiblera. Zawartość jonów soli rozpuszczalnych w wodzie oznaczono – metodą Jacksona. Ogólną zawartość metali ciężkich oznaczono w roztworach po trawieniu gleby stężonej kwasami HNO_3, H_2SO_4, HCl techniką ASA.

Wyniki badań

Na terenach zurbanizowanych Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej (ŁAM) wyróżniono następujące gleby:

- Gleby przekształcone mechanicznie w wyniku prac budowlano-ziemnych. W glebach tych poziomy genetyczne zostały zatarte, pojawiły się różne domieszki, np. odłamki cegieł, żużel. Miąższość poziomu akumulacyjnego wynosi najczęściej 10 cm. Pod względem morfologicznym przypominają one gleby słabo wykształcone.
- Gleby mineralne nasypowo-gruzowe średnio głębokie i głębokie, w których utwory naturalne i sztuczne nie mają związku genetycznego. W częściach szkieletowych występuje dużo odłamków cegieł, gruzu wapiennego, stłuczki ceramicznej i innych odpadów bytowych. Właściwości fizykochemiczne tych gleb różnią się znacznie w porównaniu z tymi właściwościami gleb naturalnych.
- Gleby kulturoziemne z pogłębionym poziomem akumulacyjnym; są one zaliczane do czarnych lub szarych ziem antropologicznych. Występują głównie na terenie starych parków i różnych ogrodów .
- Gleby naturalne o zachowanych cechach morfologicznych; należą one do następujących typów: gleby słabo zbielicowane, płowe, brunatne i czarne ziemie. Gleby te występują na peryferiach aglomeracji i są przeważnie użytkowane rolniczo lub pod lasami (Czarnowska, Walczak 1988). Pod względem składu granulometrycznego badane gleby należą do piasków luźnych, słabogliniastych, gliniastych całkowitych lub warstwowanych oraz glin lekkich (Czarnowska, Walczak, 1988; Biernacka 1990).
- Gleby ŁAM zostały wzbogacone lub zanieczyszczone metalami ciężkimi, głównie cynkiem, ołowiem i miedzią (Hereźniak 1984; Konecka-Betley i in. 1984; Biernacka 1990; Zimny 1990).

Właściwości fizyczno-chemiczne gleb

Gleby antropogeniczne charakteryzują się odczynem obojętnym lub alkalicznym, obecnością węglanu wapnia w warstwie 0–20 cm. Gleba użytkowana pod lasami wykazuje w całym profilu odczyn kwaśny (tab.1)

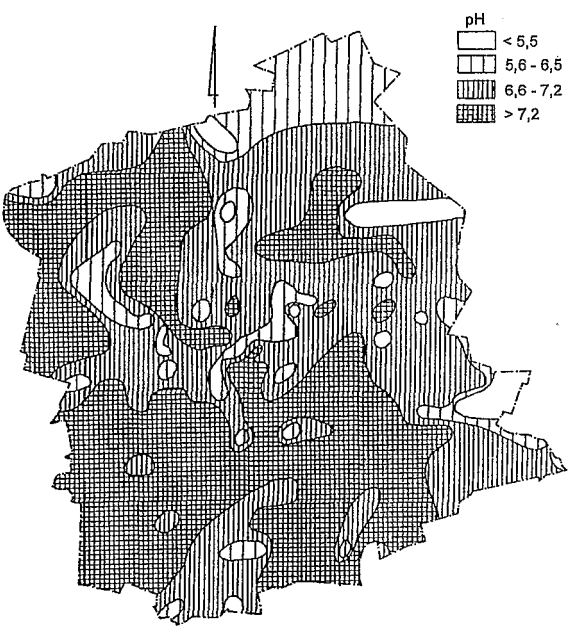
Na rysunku 1 przedstawiono odczyn gleb na terenie miasta Łodzi. Odczyn badanych gleb utrzymuje się przeważnie w granicach obojętnego (pH 6,6–7,2) i alkalicznego (pH powyżej 7,2). Gleby o odczynie kwaśnym (pH poniżej 5,5) znajdują się na obszarze 708 ha, a więc zajmują tylko 3,3% ogólnej powierzchni miasta. Na obszarze 2488 ha (tj. 11,6% powierzchni) występują gleby o odczynie lekko kwaśnym (pH 5,5–6,5). Największą powierzchnię, wynoszącą 9865 ha (46% obszaru miasta), zajmują gleby o odczynie obojętnym, a na 8385 ha (39,1% powierzchni) zajmują gleby o odczynie alkalicznym.

Zmiana odczynu kwaśnego na alkaliczny to nie skutek antropogenicznych procesów zachodzących w glebie, ale także przyczyna warunkująca przebieg tych procesów. W przypadku odczynu obojętnego lub alkalicznego zmniejsza

się w glebie rozpuszczalność metali ciężkich (np. ołowiu, kadmu i in.), a tym samym składniki te akumulują się w powierzchniowej warstwie gleby (Biernacka 1990; Biernacka, Czerwiński 1990; Czarnowska Walczak 1988; Czarnowska 1991).

TABELA 1. Niektóre właściwości chemiczne gleb miasta Łodzi

Głębokość (m)	pH H_2O	KCl	$CaCO_3$ (%)	C organiczny	N ogółem	C : N
Gleby antropogeniczne przekształcone mechanicznie						
0,0–0,5	7,6	6,8	2,90	3,12	0,09	34,7
0,05–0,10	7,5	6,9	2,30	3,14	0,09	37,9
0,10–0,20	7,6	6,8	1,20	2,38	0,07	34,0
0,90–110	7,6	6,9	0,00	0,47	0,03	15,7
0–5	7,4	7,0	3,50	3,08	0,07	44,0
5–10	7,6	7,0	4,60	3,03	0,06	50,5
10–20	7,5	6,9	2,40	3,13	0,08	39,4
90–110	7,4	6,7	0,00	0,43	0,01	43,0
Gleba słabo zbielicowana (las) – kontrola						
3–15	3,8	3,2	0,00	1,62	0,08	20,2
25–30	4,2	3,2	0,00	0,19	0,02	9,5
60–80	4,3	3,8	0,00	0,19	0,01	12,0

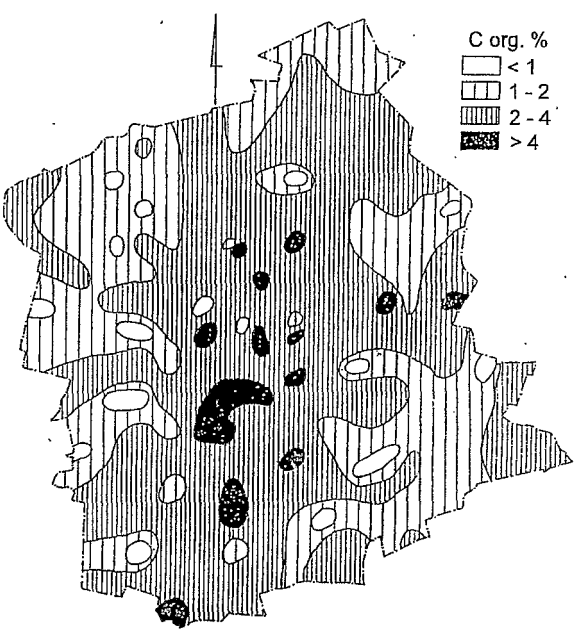


RYSUNEK 1. Przestrzenne rozmieszczenie odczynu gleb na terenie miasta Łodzi

Gleby antropogeniczne Łodzi charakteryzują się małą zawartością azotu ogółem (tab. 1) w porównaniu np. z glebami antropogenicznymi Warszawy, w których ilość azotu waha się od 0,125 do 0,248% (Konecka-Betley i in. 1984), Stosunek C:N w glebach Łodzi jest bardzo szeroki, na ogół nie spotykany w glebach uprawnych.

Zawartość węgla organicznego w poziomach wierzchnich jest znaczna i maleje wraz z głębokością (tab.1). W glebie słabo zbielicowanej stwierdzono mniej węgla organicznego niż w glebach antropogenicznych.

Z badań przestrzennego rozmieszczenia węgla organicznego w warstwie powierzchniowej (0–10 cm) gleb miasta Łodzi (rys. 2) wynika, że zarówno mała ilość węgla organiacznego (poniżej 1%), jak i duża ilość tego składnika (powyżej 4%) występuje na niewielkich obszarach odpowiednio 3,1 i 4,1% ogólnej powierzchni miasta. Natomiast zawartość węgla organicznego w ilościach 1–2% i 2–4% w glebach Łodzi jest najczęstsza (odpowiednio 33,7 i 59,1% obszaru Łodzi). Duża zawartość węgla organicznego w glebach znacznego obszaru miasta jest przypuszczalnie związana z zanieczyszczeniami pyłowymi pochodzącymi z przemysłu włókienniczego, a także z niepełnym spalaniem węgla w lokalnych kotłowniach CO i paleniskach domowych. Ponadto znaczący wpływ na zawartość węgla organicznego w glebie mogą mieć trociny i torf stosowany przy urządzaniu zieleńców miejskich. Fakt ten potwierdzają badania Kusińskiej (1991), która stwierdziła w składzie frakcyjnym próchnicy gleb Łodzi przewagę kwasów huminowych, które zawierają od 61 do 85% węgla organicznego.



RYSUNEK 2. Rozmieszczenie węgla organicznego w warstwie powierzchniowej gleb miasta Łodzi

Tereny zurbanizowane charakteryzują się zmianą składu jonów roztworów glebowych, w których występują m.in. duże ilości jonów chlorkowych i jonów sodowych (tab.2). W niektórych występowało bardzo dużo siarczanów (711 mg/100g gleby), co wiąże się prawdopodobnie z wkładką gipsu w tej glebie nasypowej. Duża zawartość siarczanów wapnia, magnezu i potasu, a także chlorków sodu i wodorowęglanów spowodowała, że w tym profilu na głębokości 1–1,25 m ilość soli rozpuszczalnych dochodzi do około 1g/100g gleby, w tym 32 mg przypada na NaCl. Duża ilość sodu w glebach zurbanizowanych jest czynnikiem degradującym, gdyż sód przyczynia się do pogarszania właściwości wodno-powietrznych gleb.

W glebie słabo zbielicowanej (leśnej) suma soli rozpuszczalnych kształtowała się w granicach od 4,2 do 12,7 mg/100 g

TABELA 2. Zawartość jonów soli rozpuszczalnych w wodzie w glebach antropogenicznch Łodzi

Głębokość [m]	Ca^{++}	Mg^{++}	K^{+}	Na^{+}	Cl^{-}	HCO_3^-	SO_4^-	Suma soli	w tym NaCl
mg/100g									
Gleba antropogeniczna przekształcona mechanicznie									
0,0–0,25	4,60	0,47	3,20	3,70	0,4	2,4	8,4	23,2	0,7
0,25–0,50	8,30	0,85	5,35	21,10	8,9	9,8	20,0	74,3	14,7
0,50–0,75	12, 80	0,13	5,95	32,60	17,4	28,1	22,9	119,9	28,7
0,75–1,00	6,80	0,45	2,84	17,00	8,9	25,6	10,4	72,0	14,7
1,00–1,25	5,40	0,42	2,18	14,30	11,0	11,0	7,6	51,9	18,1
Gleby antropogeniczne nasypowe głębokie									
0,0–0,25	3,90	0,18	1,98	8,40	0,7	31,7	3,2	50,1	1,2
0,25–0,50	1,50	0,06	3,12	22,90	1,8	52,5	9,5	91,4	3,0
0,50–0,75	2,20	0,13	3,24	27,00	9,6	58,6	8,1	108,9	15,8
0,75–1,00	2,40	0,16	2,78	27,90	17,4	48,2	8,3	107,1	28,7
1,00–1,25	0,50	0,04	0,82	13,14	10,3	12,2	5,5	42,8	17,0
1,25–1,50	0,70	0,04	0,98	11,40	3,2	18,3	2,5	37,1	5,5
0,00–0,25	8,3	0,79	9,30	2,50	0,5	26,8	15,5	63,7	0,8
0,25–0,50	11,7	1,09	6,56	3,50	2,0	39,6	13,1	71,8	3,3
0,50–0,75	15,60	1,65	6,50	4,20	5,7	31,7	16,4	81,8	9,4
0,75–1,00	18,50	1,73	9,62	6,70	9,8	32,3	22,5	101,2	16,1
1,00–1,25	143,20	9,53	18,70	24,20	19,4	29,0	711,0	955,0	31,9
Gleba słabo zbielicowana (las) – kontrola									
0,00–0,25	1,00	0,23	1,52	0,40	0,7	0,9	6,8	11,6	1,0
0,25–0,50	0,50	0,08	0,36	0,10	0,3	0,0	2,9	4,2	śl.
0,50–0,75	0,50	0,08	0,36	0,20	1,0	0,3	3,8	6,2	śl.
0,75–1,00	1,30	0,23	0,50	0,40	0,9	0,5	3,7	11,5	1,0
1,00–1,25	1,80	0,29	0,50	0,50	1,2	0,0	8,4	12,7	1,3
1,25–1,50	0,60	0,15	0,39	0,20	0,5	0,0	5,4	7,2	śl.

śl – jednostki śladowe

gleby, a więc była znacznie niższa w porównaniu do antropogenicznych. Zawartość metali ciężkich w wierzchnich warstwach badanych profili glebowych ŁAM wahała się w szerokich granicach, dotyczyło to w szczególności cynku i ołowiu (tab.3). Zanieczyszczenie miedzią stwierdzono na 12,4% badanej powierzchni, cynkiem – 11,1% a ołowiem – 10,6%. Gleby o podwyższonej zawartości kadmu stanowią 12,5% obszaru miejskiego. Najsilniej zanieczyszczone tymi metalami okazały się obszary uprzemysłowione lub w pobliżu wysypisk.

TABELA 3. Zawartość metali ciężkich w warstwie 0,0 – 0,10 gleb antropogenicznych Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej

Miejsce pobrania	Cd	Cu	Pb	Zn
ppm				
Łódź	0,07.– 2,20	4,4–42,0	6–6,50	16–800
Pabianice	n.o	1,6–42,6	3–905	12–1117
Zgierz	0,05–1,75	5,0–38,0	7–400	20–600
Konstantynów	2,02–3,60	21,7–61,9	33–127	186–385

Nagromadzenie metali ciężkich w badanych glebach ŁAM jest zbliżona do ilości występujących w innych dużych aglomeracjach Polski (4,6).

Podsumowanie

Przedstawione wyniki obrazują zmiany zachodzące w glebach aglomeracji łódzkiej polegające na:

- alkalizacji gleb,
- wzroście zawartości węgla organicznego i węglanu wapnia w wierzchniej warstwie gleb,
- zasoleniu gleb, zieleńców przyulicznych i zwiększeniu ilości jonów rozpuszczalnych w wodzie,
- zanieczyszczeniu gleb cynkiem, ołowiem, miedzią i w mniejszym stopniu kadmem.

Literatura

BIERNACKA E. 1990: *Zmiany właściwości chemicznych gleb wywołane przez emisje przemysłowe.* Wydaw. SGGW z. 58 CPBP 0.4.10; 57–70.

BIERNACKA E., CZERWIŃSKI Z. 1990: *Skażenie roślin związkami chemicznymi.* Wydaw. SGGW z. 58 CPBP 0.4.10; 107–117.

CZARNOWSKA K., WALCZAK J. 1988 : *Distribution of zine, lead and magnese in soils of Łódź city.* Rocz.Glebozn. t.39 z. 1; 19–27.

CZARNOWSKA K. 1991 : *Rozmieszczenie Cu, Cr, Ni, Co w profilach gleb Łodzi.* Mat. konf: Geologiczne aspekty ochrony środowiska Kraków 1991; 112–116.

HEREŹNIAK J. 1984: *Growth and conditions of tree, species in the Łódź town environment. Creation and protction of verdure in the urbanized landscape.* Nitra; 183–189.

KONECKA-BETLEY K., KĘPKA M., CZARNOWSKA K., CZERWIŃSKI Z. 1984: *Zmiany fizykochemiczne gleb zieleńców Warszawy jako jeden z przejawów ewolucji środowiska. Wpływ zieleni na kształtowanie środowiska miejskiego.* PWN, Warszawa; 125–144.

KUSIŃSKA A. 1991: *Przemiany substancji organicznej w glebach zieleńców i parków Łodzi.* Rocz.Glebozn. t.42. z.1/2; 101–107.
ZIMNY H. 1990 : *Charakterystyka układów zurbanizowanych.* Wydaw. SGGW CPBP 0.4.10 z. 58; 1–17.

Adresy autorek
E. Biernacka
Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
K. Czarnowska
Katedra Gleboznawstwa SGGW
02–528 Warszawa, ul. Rakowiecka 26/30

Elżbieta BIERNACKA, Hanna OBARSKA-PEMPKOWIAK

Możliwość wykorzystania ekosystemu bagiennego do usuwania zanieczyszczeń

Abstract

Possibilities of using wetlend to remove pollutions. During last the few years in Poland a new technology of water and sewage purification is applied. It is based on natural or artificial wetlands. The technology can be included into biological methods of purification in which main role play plants of wetland ecosystems. The plants are supposed to create a friendly environment for heterofic microorganisms.

Constructed wetlands can be built as soil filters and/or ponds, securing removal of pollutans from point sources and as a buffer zones safeguarding waters from inflowing pollution from surface sources. In Poland currently some thirty objects of this type are development.

Key words: wastewater treatment, wetland, willow, free water surface, vegetated submerged bed.

Wstęp

Oczyszczanie ścieków na terenach wiejskich jest utrudnione przede wszystkim z powodu nierównomierności dopływu ścieków i zmiennego w nich stężenia zanieczyszczeń oraz braku sieci kanalizacyjnej. W Polsce jedynie 4% miejscowości wiejskich posiada kanalizację. Pozostałe gospodarstwa korzystają w większości ze zbiorników bezodpływowych, często nieszczelnych i niewłaściwie zlokalizowanych. Przy prawidłowej eksploatacji mogą one zapewnić eliminację substancji organicznej wyrażoną wskaźnikiem zawiesiny ogólnej do 70% i jedynie 5–15% w przypadku związków azotu i fosforu (Heidrich i in. 1984; Błażejewski 1995). Ocenia się, że z terenów wiejskich odprowadza się do wód powierzchniowych i ziemi około 1,0 mld m^3/rok, co stanowi około 25% ścieków odprowadzanych z terenu całego kraju (Koblak-Kalińska 1992). Ogrniczenie ilości związków biogennych wprowadzanych do wód powierzchniowych i ziemi, Rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dn. 5.11.1991 w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód i ziemi (Dz. U. nr 116 z dn. 16.12.1991, poz. 503) oraz wymienione trudności, powoduje poszukiwanie nowych, prostych technologii oczyszczania ścieków dla terenów wiejskich.

Od kilkunastu lat wzrasta zainteresowanie możliwością wykorzystania ekosystemów bagiennych (ang. wetlands) lub systemów sztucznie konstruowanych (ang. constructed wetlands), symulują-

cych pracę systemów naturalnych w procesie usuwania zanieczyszczeń zarówno ze źródeł punktowych, jak i obszarowych. Znaczną rolę w procesach eliminacji zanieczyszczeń przypisuje się tu roślinności bagiennej, która oddziałuje na procesy biosorpcji i przewodnictwo hydrauliczne systemu, a przede wszystkim powoduje rozwój mikroorganizmów heterotroficznych odpowiedzialnych za przemiany biochemiczne, przede wszystkim rozkład materii organicznej oraz procesy denitryfikacji i nitryfikacji (Biernacka i Obarska-Pampkowiak 1994; Kowalik i Obarska-Pempkowiak 1995).

Oczyszczalnie tego typu (wkomponowane w otaczający krajobraz) zapewniają wysoki stopień usuwania substancji organicznej, zanieczyszczeń bakteryjnych, mają duży potencjał usuwania związków azotu i fosforu. Charakteryzują się prostą budową, a możliwość wykorzystania gruntu lokalnego do budowy złoża lub systemu rowów i grobli powoduje, że są tańsze od konwencjonalnych oczyszczalni ścieków.

Możliwości tych systemów spowodowały ich znaczną popularność w krajach Europy Zachodniej, Stanach Zjednoczonych i Skandynawii. Na terenie Danii pracuje około 150 obiektów, w RFN 300, a w Wielkiej Brytanii ponad 100.

Z analizy doświadczeń tych krajów wynika, że efektywność eliminacji zanieczyszczeń, przede wszystkim zaś związków azotu i fosforu, zależy od całościowego zaprojektowania, wykonania i eksploatacji obiektu zgodnie z zasadami ustalonymi dla technologii systemów z podpowierzchniowym przepływem ścieków (ang. Vegetated Submerged Bed – VSB system) czy z powierzchniowym przepływem ścieków (ang. Free Water Surface – FWS system). Warto porównać badania: (Brix i Schierup 1989; Bucksteeg 1989; Osmulska-Mróz 1995). Najpoważniejszy problem stanowi tworzenie się uprzywilejowanych dróg przepływu, przeciążenie obiektów, niewłaściwy dobór materiału filtracyjnego oraz układu technologicznego, powodujący spadek efektywności usuwania zanieczyszczeń.

Na początku lat dziewięćdziesiątych w województwie gdańskim oddano do eksploatacji kilka obiektów tego typu. Między innymi w miejscowości Przywidz i Wieżyca wdrożono technologię doczyszczania ścieków komunalnych, a także w Oliwie wybudowano zespół obiektów w postaci filtrów wegetacyjnych i piaskowych oraz buforowych stref roślinnych w celu ograniczenia dopływu zanieczyszczeń z terenu ZOO do wód Potoku Rynaszewskiego. Doświadczenia z eksploatacji tych obiektów po ich uruchomieniu stanowią treść prezentowanej pracy.

Oczyszczalnia trzcinowa z powierzchniowym przepływem ścieków w Wieżycy

W 1991 roku we wrześniu został wybudowany i oddany do eksploatacji staw trzcinowy w Wieżycy. Zgodnie z założeniami projektowymi miał on doczyszczać ścieki komunalne w ilości około 120 m^3/d z kilku ośrodków wczasowych w rejonie Pojezierza Kaszubskiego. Według założeń ośrodki te miały oczyszczać ścieki w dwóch mechaniczno-biologicznych

oczyszczalniach kontenerowych typu KOS-2. Następnie ścieki miały być tłoczone do stawu trzcinowego.

Staw zbudowany jest z równolegle ustawionych grobli, co tworzy system rowów i grobli, zapewniający serpentynowy przepływ ścieków oraz długi ich czas zatrzymania (ok. 40 dni). Powierzchnia stawu wynosi 1,8 ha, co stanowi odpowiednio 21,5 m^2/MR. Odbiornikiem oczyszczonych ścieków jest system rowów połączonych z wodami powierzchniowymi strefy sanitarnej "B" ujęcia wodociągowego z rzeki Raduni dla miasta Gdańska. Z tego powodu staw trzcinowy miał zapewnić eliminację związków biogennych ze ścieków odprowadzanych z oczyszczalni kontenerowych do poziomu II klasy czystości wód (Kowalik i in. 1995).

W latach 1993–1995 pobierano próby ścieków dopływających i odpływających ze stawu trzcinowego w celu sprawdzenia efektywności usuwania zanieczyszczeń. Do badań pobierano próby uśrednione w okresie pracy oczyszczalni, a więc w miesiącach wakacyjnych: czerwiec – październik i w czasie ferii zimowych (Obarska i in. 1995). Badania obejmowały również pomiar ilości ścieków. Wyniki pomiarów jakości ścieków oczyszczonych w stawie trzcinowym przedstawiono w tabeli 1.

Analizując uzyskane wyniki można stwierdzić, że stężenie substancji organicznej wyrażonej w BZT_5, $ChZT_{Cr}$ i zawiesinie ogólnej oraz stężenie związków azotu w miesiącach letnich (lipiec, sierpień) spełnia wymagania II klasy czystości wód. W pozostałym okresie pomiarowym napotkano przekroczenie dopuszczalnych stężeń tych wskaźników w odpływie. W całym cyklu pomiarowym napotyka się przekroczenie dopuszczalnego stężenia jonów fosforanowych PO_4^{3-} (również w lipcu i sierpniu). Wyjaśnić to można nieprawidłową eksploatacją obiektu. Polegała ona na okresowym zasilaniu stawu ściekami surowymi (z pominięciem oczyszczalni kontenerowych) wbrew przyjętym założeniom projektowym i instrukcji eksploatacji. Stwierdzono, że zasilanie ściekami surowymi następuje w trakcie ferii zimowych i w miesiącach o małej frekfencji gości w ośrodkach wczasowych (czerwiec, wrzesień, październik). Świadczą o tym wysokie stężenia badanych wskaźników na dopływie do stawu trzcinowego. W roku 1994 jedna oczyszczalnia KOS-2 została wyłączona z eksploatacji z powodu remontu ośrodka wczasowego. Z tego powodu ilość ścieków dopływających do stawu wynosiła od 4 m^3/d w miesiącach zimowych do 35 m^3/d w miesiącach letnich. Przy takiej ilości ścieków obciążenie hydrauliczne wynosiło około 3,0 mm/d i nie pokrywało strat wody spowodowanych ewapotranspiracją roślin. Występujące okresy posuszne w lipcu i sierpniu 1994 r. spowodowały niski poziom wody w stawie lub wręcz jej brak – co zaznaczono w tabeli (sierpień 1994 – Obarska i in. 1995). W 1995 roku wzrost obciążenia hydraulicznego stawu do 55 m^3/d w sezonie letnim oraz podobnie jak w 1994 r. wyłączenie z eksploatacji jednej oczyszczalni KOS-2 spowodował obniżenie eliminacji substancji organicznej i związków fosforu. W okresie o małej frekwencji gości (czerwiec, wrzesień oraz ferie zimowe i wiosenne) dopływ ścieków do oczyszczalni trzcinowej obniżał się do

TABELA 1. Średnie roczne stężenia substancji organicznej i związków biogennych w ściekach doprowadzanych do stawu trzcinowego i odprowadzanych w Wieżycy w latach 1992–1995, w g/m^3

Parametr	Dopływ / odpływ 1993		Dopływ / odpływ 1994		Dopływ / odpływ 1995	
	zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia
pH	6,70–7,00	6,87	6,66–7,62	7,2	6,39–7,46	6,99
	6,89–7,19	7,08	brak odpł.–7,24	7,2	5,96–7,62	6,75
Zawiesina ogólna	25,6–520,0	197,9	14,0–286,0	85,6	20–372	117
	4,0–22,0	11,0	brak odpł.–32,0	13,2	8–112	50
BZT_5	35,2–325,7	181,3	35,2–163,2	89,2	5,6–43,3	22,2
	1,5–19,1	8,7	brak odpł.–6,0	3,1	8,0–36,3	21,1
$ChZT_{cr}$	86,4–604,5	386,3	88,0–408,3	243,8	18,7–108,6	63,7
	30,6–61,9	41,1	brak odpł.–61,8	32,4	21,8–99,6	59,0
$N-NH_4^+$	1,4–40,8	17,1	5,0–63,0	30,4	0,3–7,9	2,1
	0,20–4,8	1,5	brak odpł.–1,1	0,6	0,3–1,1	0,65
$N-NO_2^-$	0,07–2,4	0,9	n.w.–0,24	0,017	0,02–0,10	0,11
	0,02–0,05	0,03	brak odpł.–0,03	0,01	0,004–0,03	0,02
$N-NO_3^-$	0,47–1,3	1,0	0,23–5,6	1,47	0,45–5,76	1,76
	0,55–1,9	0,9	brak odpł.–1,7	0,59	0,08–0,51	0,31
$N_{organiczny}$	11,0–40,8	23,6	11,1–77,7	42–7	1,92–10,8	5,5
	1,5–2,1	1,8	brak odpł.–5,4	2,3	1,9–3,8	2,9
$N_{ogólnie}$	21,2–50,7	34,9	22,2–141,3	72,1	4,3–19,6	9,3
	2,5–7,4	4,6	brak odpł.–6,2	3,5	3,1–4,6	3,9
PO_4^{3-}	10,3–19,8	15,7	8,5–45,8	19,5	2,54–15,6	6,02
	śr.–2,0	0,62	brak odpł.–4,5	1,7	0,2–12,0	3,5

n.w. – nie wykryto, śl. – jednostki śladowe

wartości 5,0–13 m^3/d. Stwierdzono, że w tym czasie oczyszczalnie kontenerowe KOS-2 nie pracowały i ścieki bezpośrednio z ośrodków zasilały staw trzcinowy, powodując obniżenie efektywności usuwania zanieczyszczeń.

Oczyszczalnia trzcinowa w Przywidzu

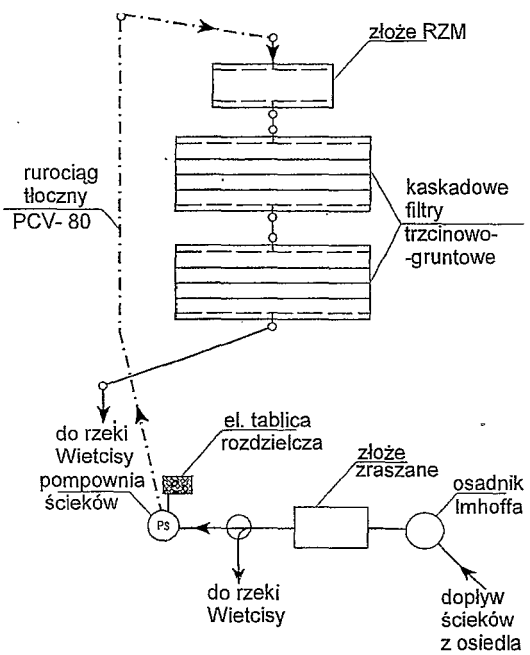
Przeznaczona do oczyszczalni ścieków komunalnych w ilości 22 m^3/d oczyszczalnia hydrobotaniczna składa się z dwóch obiektów:

- złoża trzcinowego o przepływie poziomym (system VSB), zasiedlonego trzciną pospolitą (*Phragmites australis*);
- kaskadowego filtru trzcinowo-gruntowego złożonego z dwóch basenów; każdy basen składa się z kaskadowego systemu rowów i grobelek filtracyjnych.

Ukształtowanie terenu, na którym zlokalizowano oczyszczalnię, powoduje, że ścieki należy przepompować do stu-

dzienki rozdzielczej, z której dalszy przepływ jest grawitacyjny. Schemat rozprowadzania ścieków przedstawiono na rysunku 1.

Złoże trzcinowe wypełnione materiałem filtracyjnym posiada odpowiednie rurociągi perforowane: rozprowadzający i zbierający. Rurociąg zbierający wprowadza ścieki do studzienki, w której istnieje możliwość regulacji poziomu ścieków w złożu. Ze złoża ścieki spływają grawitacyjnie do pierwszego basenu kaskadowego filtra trzcinowo-gruntowego. Do pierwszego rowu ścieki zostają wprowadzone perforowanym rurociągiem rozprowadzającym. Następnie ścieki filtrują kolejno przez trzy groble filtracyjne i w ostatnim (czwartym) rowie zostają odprowadzone perforowanym rurociągiem zbierającym do studzienki regulującej poziom ścieków. Przepływ ścieków w drugim basenie filtra odbywa się w sposób analogiczny. Po przejściu przez filtr kaskadowy ścieki odprowadzane są do rzeki Wietcisy. Powierzchnia złoża i filtru wynosi około 870 m^2, co stanowi ponad 5 m^2/MR. Konstrukcja systemu potwierdziła ideę zastosowania filtracji z międzystrefowym napowietrzaniem ścieków (Obarska-Pempkowiak, 1992). W pierwszych dwóch latach eksploatacji oczyszczalnia zapewniła wysoką eliminację substancji organicznej wyrażonej w $ChZT_{Cr}$ i BZT_5 oraz związków azotu i fosforu (70–99%). Jednak z powodu wadliwej eksploatacji zmienił się typ technologii oczyszczania ścieków nie odpowiadający założeniom. W wyniku błędnej eksploatacji nastąpiło zwiększenie obciążenia hydraulicznego elementów obiektu, co w konsekwencji doprowadziło do powstania uprzywilejowa-



RYSUNEK 1. Schemat trzcinowej oczyszczalni ścieków w Przywidzu

nych dróg przepływu, całkowite napełnienie basenów w obu kaskadach i rozmycie grobli w dolnej kaskadzie. Wzrost ilości doprowadzanych ścieków spowodował zmniejszenie procesu sorpcji jonów PO_4^{3-} i NH_4^+. Usuwanie tych jonów zmniejszyło się w 1995 roku w stosunku do 1994 o 12% w odniesieniu do jonów PO_4^{3-} i 15% w odniesieniu do jonów NH_4^+ (tab. 2).

Zespół filtrów wegetacyjnych i roślinnych stref buforowych w Oliwie

Przez Ogród Zoologiczny w Oliwie przepływa Potok Rynaszewski, który jest odbiornikiem zanieczyszczeń powstających w wyniku spływu wód powierzchniowych i podpowierzchniowych oraz punktowych źródeł ścieków zwierzęcych. Źródłem zanieczyszczeń obszarowych są na ogół wybiegi dla zwierząt, a źródłem zanieczyszczeń punktowych – odpływy ze stawów zasiedlonych ptactwem lub zwierzętami wodnymi (np. fokami) oraz odpływy powstające podczas okresowego płukania klatek. Najbardziej uciążliwym zanieczyszczeniem są związki azotu organicznego, które trudno ulegają utlenieniu biochemicznemu.

Opracowując koncepcję poprawy czystości wód Potoku Rynaszewskiego uznano, że jej podstawą będzie zatrzymanie zanieczyszczeń (głównie związków azotu) w miejscach powstawania oraz zminimalizowanie dopływu zanieczyszczeń ze spływów powierzchniowych. Działania te miały na celu niedopuszczenie do rozcieńczania zanieczyszczeń, gdyż obciążenie hydrauliczne i czas zatrzymania w urządzeniach oczyszczających mają wpływ na efektywność oczyszczania (Obarska-Pempkowiak 1994). Podjęte działania doprowadziły do budowy filtrów piaskowych, wegetacyjnych i wylewiska w celu eliminacji zanieczyszczeń punktowych. Wykonano również pięć buforowych stref roślinnych o całkowitej powierzchni 6650 m^2 w celu ograniczenia zanieczyszczeń spływających powierzchniowo. Strefy buforowe są usytuowane wzdłuż koryta potoku i zasiedlone wikliną (*Salix viminalis*). Są one poprzecinane bruzdami i przeciwstokami w celu zapewnienia większej retencji spływających wód w czasie opadów.

W latach 1993–1994 prowadzono pomiary jakości wód Potoku Rynaszewskiego. Wyniki badań potwierdziły znaczną skuteczność zastosowanych systemów w stosunku do roku 1991 (przed budową obiektów – Obarska-Pempkowiak, Mierzejewski 1995). W tabeli 3 podano średnie roczne stężenie zanieczyszczeń w wodach dopływających i odpływających z terenu ZOO w 1991 i 1993–1994.

Zakładając, że średni przepływ wód potoku w 1991 roku i w latach 1993–1994 wynosił 90 dm^3/s, średni ładunek zanieczyszczeń zatrzymywanych w wyniku pracy funkcjonujących stref buforowych i filtrów na terenie ZOO wynosi: 37 kg/d azotu organicznego oraz 2,69 kg/d fosforanów, co stanowi odpowiednio 13,5 t/rok $N_{org.}$ i 1,0 t/rok PO_4^{3-} (tab. 3).

Znaczną rolę w usuwaniu zanieczyszczeń przypisuje się strefom buforowym zasiedlonym wikliną. Dla przykładu dwie strefy buforowe usytuowane po obu stronach koryta Potoku Rynaszewskiego

TABELA 2. Średnie roczne stężenia substancji organicznej oraz związków biogennych w ściekach doprowadzanych do oczyszczalni trzcinowej i odprowadzanych w Przywidzu w latach 1993–1995, (w g/m^3)

Parametr	Dopływ / odpływ 1993		Dopływ / odpływ 1994		Dopływ / odpływ 1995	
	zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia
Zawiesina ogólna	40–242 / 8–20	113,6 / 14,5	85–420 / 10–86	185,0 / 34,5	74–246 / 34–86	167,0 / 49,0
BZT_5	118–150,1 / 3,0–5,6	134,4 / 3,8	110,2–25,2 / 0,5–25,0	169,1 / 10,0	53,2–133,6 / 6,0—50,8	71,03 / 27,8
$ChZT_{Cr}$	270–320 / 13,0–26,4	291,3 / 17,1	223,1–528,4 / 17,1–74,1	338,2 / 37,6	113,4–248,9 / 21,8–96,0	164,7 / 58,9
$N-NH_4^+$	1,2–16,9 / 0,1–0,3	9,1 / 0,23	7,1–28,5 / 0,2–8,8	20,3 / 2,85	7,7–15,9 / 0,1–16,4	11,7 / 3,5
$N-NO_2^-$	0,00–0,48 / 0,00–0,02	0,27 / 0,01	0,04–0,73 / 0,02–0,64	0,24 / 0,10	0,11–1,04 / 0,01–0,03	0,49 / 0,02
$N-NO_3^-$	0,00–5,75 / 0,2–1,8	2,1 / 0,7	0,4–1,13 / 0,0–0,6	0,6 / 0,3	0,4–2,3 / 0,3–0,9	1,6 / 0,5
$N_{org.}$	5,0–30,1 / 1,0–3,3	18,0 / 2,3	9,2–58,1 / 3,4–8,2	38,3 / 5,0	19,1–51,8 / 1,1–26,7	40,3 / 11,1
N_{og}	28,0–34,0 / 3,1–3,8	30,0 / 3,4	26,4–86,3 / 4,8–13,8	59,7 / 8,6	19,0–51,8 / 19–42,1	40,3 / 15,0
PO_4^{3-}	20,4–28,1 / 0,0–0,6	25,3 / 1,05	18,0–42,0 / 0,1–19,7	31,9 / 6,0	20,6–32,1 / 2,0–12,1	22,7 / 7,0

przed odpływem do Dużego Stawu spowodowały obniżenie azotu organicznego o 61,00% i fosforanów o 88,89% (rys. 2). Uzyskane rezultaty potwierdzają, że istniejące wybiegi dla zwierząt wytwarzają specyficzne substancje bogate w azot, który jest zatrzymany przez wiklinowe strefy buforowe.

Wnioski

1. Oczyszczalnie trzcinowe umożliwiają łatwiejsze, w porównaniu do małych oczyszczalni konwencjonalnych, usuwanie ze ścieków nie tylko substancji organicznej, ale również związków biogennych (azotu i fosforu).

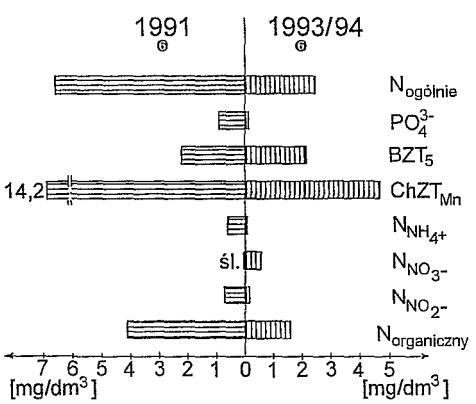
2. Oczyszczalnie trzcinowe i buforowe strefy wiklinowe ze względu na prostą budowę i eksploatację stanowią cenne rozwiązanie dla terenów wiejskich i ośrodków rekreacyjnych.

3. Wysoka efektywność usuwania zanieczyszczeń zależy od wyboru odpowiedniej technologii oczyszczania ścieków oraz wykonawstwa i eksploatacji zgodnej z zasadami obowiązującymi dla tego typu obiektów.

TABELA 3. Średnie roczne stężenia substancji organicznej oraz związków biogennych w wodzie Potoku Rynaszewskiego, dopływającej i odpływającej z terenu ZOO

Parametr	Dopływ / odpływ w1991			Dopływ / odpływ w1993–1994		
	stężenie w 1991 [mg/l]		ładunek	stężenie w 1993–1994 [mg/l]		ładunek
	zakres	średnia	[kg/d]	zakres	średnia	[kg/d]
$N_{ogólne}$	– / 8,5–10,1	3,1 / 9,6	0,1 / 58,1	1,4–2,0 / 1,1–4,0	1,7 / 2,5	0,07 / 15,1
PO_4^{3-}	– / 0,3–0,9	0,4 / 0,6	0,02 / 3,6	0,10–0,38 / 0,05–0,31	0,2 / 0,15	0,01 / 0,91
BZT_5	– / 1,6–4,1	– / 3,5	– / 21,2	0,7–6,5 / 1–4,5	2,8 / 2,8	0,12 / 16,9
$ChZT_{Mn}$	– / 8,4–11,8	2,9 / 10,0	0,13 / 60,5	3,1–15,8 / 3,1–7,2	6,5 / 4,8	0,28 / 29,0
$N-NH_4^+$	– / 0–4,8	0,0 / 1,6	0,0 / 9,6	0,05–0,2 / 0,1–0,2	0,1 / 0,1	0,004 / 0,60
$N-NO_3^-$	– / 0,4–0,5	0,0 / 0,4	0,0 / 2,4	0,1–0,7 / 0,1–1,1	0,35 / 0,5	0,02 / 3,02
$N-NO_2^-$	– / śl.	– / śl.	0,0 / 0,0	0,001–0,03 / 0,004–0,04	0,01 / 0,02	śl. / 0,12
$N_{organiczne}$	– / 6,8–8,6	3,1 / 8,0	0,13 / 48,3	0,7–2,1 / 0,7–3,0	1,2 / 1,9	0,05 / 11,5

śl. – jednostki śladowe



RYSUNEK 2. Zmiana stężenia zanieczyszczeń w buforowej strefie wiklinowej wzdłuż koryta Potoku Rynaszewskiego, powyżej Dużego Stawu

Literatura

BIERNACKA E., OBARSKA-PRMPKOWIAK H. 1994: *Postawmy na zielone.* Wiedza i Życie 9; 36–38.

BŁAŻEJEWSKI R. 1995: *Przydomowe oczyszczalnie ścieków.* Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Zarzeczewie, Włocławek.

BRIX H., SCHIERUP H.H. 1989: *Danish experience with emergent hydrophyte treatment systems (EHTS) and prospect in the light of future requirements to outler water quality.* In: H. Odegraard (Ed.) International Specialized Conference on Design and Operation of Small Wastewater Treatment Plants. Trondheim, Norway. 26–28 June; 77–84.

BUCKSTEEG K. 1990: *Treatment of domestic sewage in emergent helophyte beds.* German experiences and ATV-guidelines H262 Jn: P. F. Cooper, B.C. Findlater (Eds.) "Constructed

wetlands in water pollution control" Oxford: Pergamon Press; 505–515.
HEIDRICH Z., TABERNACKI J., SIKORSKI M. 1984: *Wiejskie oczyszczalnie ścieków*. Arkady, Warszawa.
KOBLAK-KALIŃSKA E. 1992: *Stan gospodarki wodno-ściekowej na terenach wiejskich, systemy ochrony wód na terenach wiejskich.* Departament Gospodarki Wodnej MOSZNiL, Warszawa.
KOWALIK P., OBARSKA-PEMPKOWIAK H., TOCZYŁOWSKA I. 1991: *Trzeci stopień oczyszczania ścieków w stawie trzcinowym o serpentynowym kształcie.* Seminarium Naukowe PZITS – III Kongres Kanalizatorów Polskich, POLKAN 91. Problemy odprowadzania i unieszkodliwiania ścieków. Łódź 22–23, 11; 253–268.
KOWALIK P., OBARSKA-PEMPKOWIAK H. 1995: *Ocena naturalnych metod oczyszczania ścieków.* Konf. nauk. Transfer i ocena technologii oczyszczania ścieków, Kielce, marzec 1995; 88–100.
OBARSKA-PEMPKOWIAK H. 1994: *Application of willow and reed vegetation filter for protection of a stream passing through a zoo.* In: P. Aronsson and K. Perttu (Eds.) Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. Swedish University of Agricultural Sc. Uppsala, Raport 50; 59–69.
OBARSKA-PEMPKOWIAK H. 1992: *Oczyszczalnie ścieków metodą hydrobotaniczną z wykorzystaniem filtrów gruntowych i stawów ściekowych.* Zesz. Nauk. Polit. Gdańskiej, Budownictwo Wodne 38.
OBARSKA-PEMPKOWIAK H., MIERZEJEWSKI M. 1995: *Oczyszczanie wód potoku na terenie ZOO za pomocą filtrów wegetacyjnych i buforowych stref wiklinowych.* Mat. Międzynar. Konf. Naukowo-Techn.; Oczyszczalnie hydrobotaniczne. Gdańsk 1–3 wrzesień 1995; 117–124.
OBARSKA-PEMPKOWIAK H., MIERZEJEWSKI M., TOCZYŁOWSKA I. 1995: *The use of constructed wetland for tertiary wastewater treatment to recreation sites at Wieżyca.* Proceedings of the Polish-Croatia Symposium: Research Hydraulic Engineering Faculty of Environmental Engineering Tech. Univ. of Gdańsk, September 1995; 219–225.
OSMULSKA-MRÓZ B. 1995: *Korzeniowe oczyszczalnie ścieków* – część II. Ekopartner 5 (43); 26–28

Adresy autorek
E. Biernacka
Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego
SGGW
02–787 Warszawa, u. Nowoursynowska 166
H. Obarska-Pempkowiak
Katedra Inżynierii Środowiska PG
80–952 Gdańsk-Wrzeszcz, ul. Narutowicza 11/12

Andrzej CIEPIELOWSKI, Jan GŁAZ, Edward WIENCŁAW

Oddziaływanie kawernowego podziemnego magazynu gazu „Mogilno" na środowisko leśne

Abstract

The influence of underground cavity gas warehouse "Mogilno" on forest environment. In Bydgoskie voivodship, south of Mogilno, gas warehouses have been located in cavities left after salt mining. The article presents the influence of this investment on the natural, mainly forest, environment.

Key words: cavities, gas, environment.

Wstęp

W województwie bydgoskim, na zachód od Mogilna, zlokalizowano kawernowy podziemny magazyn gazu ziemnego (KPMG). Magazyn ten jest budowany w wysadzie solnym jednostki tektonicznej nazywanej antykliną Mogilna. W kawernach po wyeksploatowanej soli magazynować się będzie w lecie gaz, by wykorzystać go do celów gospodarczych w okresie największego zapotrzebowania jesienno-zimowego. Obszar górniczy o powierzchni ponad 880 ha obejmuje swym zasięgiem część lasów Nadleśnictwa Gołąbki Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu. Zgodnie z projektem przewiduje się wydobycie 17606 mln ton soli metodą ługowania złoża oraz budowę 20 kawern (w tym 11 na terenach leśnych) o łącznej objętości 7437 tys. m^3, co pozwoli na zmagazynowanie 1154 mln m^3 wysokometanowego gazu GZ-12. Region, w którym znajduje się KPMG Mogilno, to obszar o wysokim poziomie oddziaływania różnych zagrożeń. Zlokalizowane są tu: Kombinat Cementowo-Wapienniczy Kujawy w Bielawach, Fabryka Maszyn i Urządzeń Przemysłu Spożywczego w Żninie, Zakłady Sodowe w Janikowie, kopalnia soli w Mogilnie, Zakłady "Izopol" w Trzemesznie oraz Fabryka Części Zamiennych w Mogilnie. Największym zagrożeniem dla środowiska jest Kombinat Cementowo-Wapienniczy Kujawy, który tylko w roku 1992 wyemitował 3859 ton pyłów zawierających węglan i tlenki wapnia oraz 3027 ton gazów. Wydzielające się do atmosfery na daleką odległość związki wapnia, osadzając się masowo na konarach drzew, uszkadzają aparat asymilacyjny igieł i liści i powodują zaburzenia podstawowych procesów życiowych w otaczających drzewostanach, efektem czego jest systematyczne zwiększanie się wydzielania posuszu. Ponadto dwa rozległe wyrobiska eksploatacyjne tego kombinatu o łącznej powierzchni około 170 ha i głębokości kilkudziesięciu metrów powodują

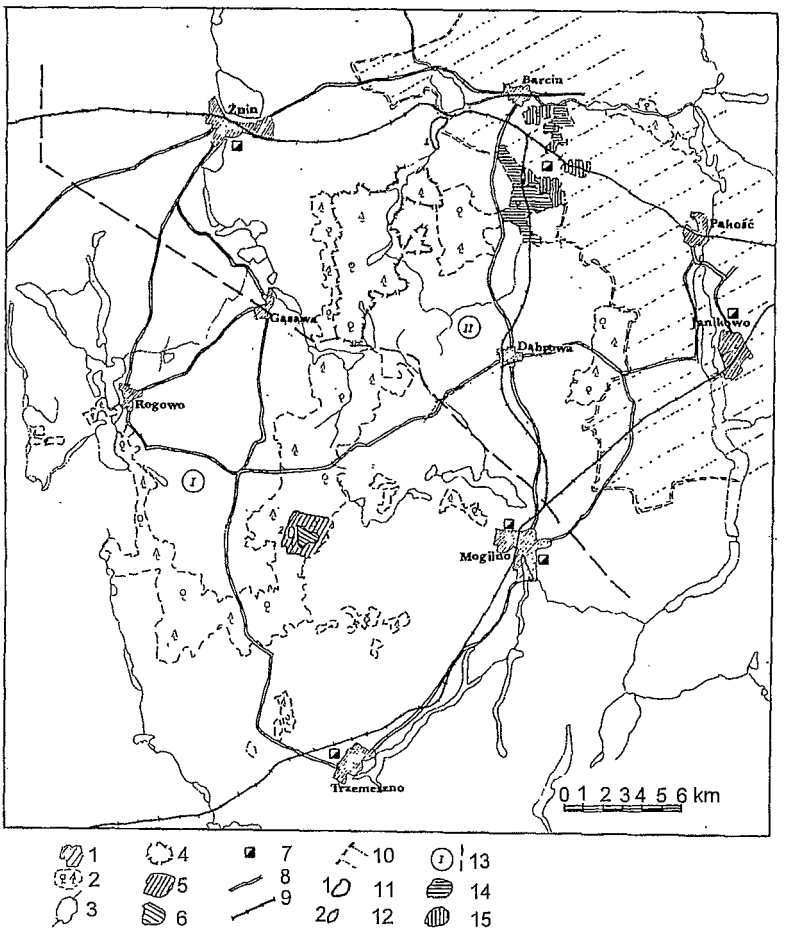
trwałe zakłócenie równowagi hydrologicznej. Uformowane na pograniczu z lasem zwałowiska nadkładu wysokości około 50 m powodują osuwiska i erozję oraz podtapianie niżej położonych gruntów leśnych na powierzchni 30 ha. W regionie tym kumulują się również niekorzystne warunki klimatyczne i hydrologiczne. Gminy: Barcin, Janikowo i Pakość zaliczane są do inowrocławskiego obszaru ekologicznego zagrożenia (rys.1).

Czy w takich warunkach właściwe jest wprowadzanie nowej inwestycji – KPMG Mogilno, która niewątpliwie pogorszy stan środowiska? W referacie podano argumenty przemawiające zarówno przeciw, jak i za inwestycją. Dużo uwagi poświęcono wycenie strat na terenach leśnych, poniesionych w wyniku inwestycji, ponieważ problem ten stanowił główny cel ekspertyzy wykonywanej w Instytucie Badawczym Leśnictwa (Wpływ Kawernowskiego magazynu ... 1994). Stanowić ona miała obiektywną analizę pozwalającą na zajęcie właściwego stanowiska przez ministra ochrony środowiska, zasobów naturalnych i leśnictwa przy rozpatrywaniu wniosku wojewody bydgoskiego o wyrażenie zgody na zmianę przeznaczenia gruntów leśnych na cele nieleśne w planie zagospodarowania przestrzennego.

Charakterystyka fizycznogeograficzna regionu

Rozpatrywany obszar położony jest na terenie mikroregionu Pagórki Mogileńskie, makroregionu Pojezierze Wielkopolskie (Trampler i in. 1990). Grunty rolne stanowią tu 74,8 %, lasy 11,3 %, a wody i tereny komunikacyjne 13,9%. Tereny leśne są głównie związane z piaszczystymi równinami sandrowymi usypanymi podczas fazy poznańskiej zlodowaceń północnopolskich. Stopień zalesienia jest bardzo niski w porównaniu do średniej krajowej (wynoszącej 27,8%) oraz do powierzchni uznawanej za optymalną (33%).

Lasy Nadleśnictwa Gołąbki zajmują żyzne siedliska, występujące na glebach brunatnych, rdzawych, płowych oraz organicznych. Najliczniejszym siedliskowym typem lasu jest las mieszany świeży (LMśw), który zajmuje 59,5 %, a następnie bór mieszany świeży (BMśw) – 23,0 % i las świeży (Lśw) – 13,5%. Siedliska wilgotne zajmują 98 ha, a mokre – 278 ha. Dominującym gatunkiem (panującym w drzewostanach) jest sosna, która zajmuje 82,1% powierzchni leśnej, następnie dąb – 11,2 %. Znaczne powierzchnie lasów występują na gruntach porolnych, a także na siedliskach zniekształconych i zdegradowanych. Zwiększa to predyspozycyjność na choroby, a także pogarsza warunki uprawy i hodowli lasu. Dowodem tego było występowanie w latach 1981 – 82 gradacji brudnicy mniszki, powodującej bardzo liczne zamieranie drzew. Stan zdrowotny lasów, oceniany na podstawie ubytku aparatu asymilacyjnego, jest niezadowalający. Spowodowane jest to zagrożeniami natury antropogenicznej, biotycznej i abiotycznej – emisją pyłów i gazów pochodzących z zakładów przemysłowych i transportu oraz udziału zanieczyszczeń ciekłych. Nowa inwestycja może ten stan pogorszyć. Utrzymanie lasów, a nawet wzrost ich powierzchni jest nieodzowny dla po-



RYSUNEK 1. Region oddziaływania Kawernowego Podziemnego Magazynu Gazu "Mogilno": 1 – siedziby gmin, 2 – lasy, 3 – wody powierzchniowe, 4 – obszar lasów w granicach Strugi Foluskiej, 5 – obszar słabych zagrożeń lasów, 6 – obszar średnich zagrożeń lasów, 7 – zakłady przemysłowe, 8 – ważniejsze drogi, 9 – koleje, 10 – inowrocławski obszar ekologicznych zagrożeń; jeziora: 11 – Kierzkowskie, 12 – Wieśniata, 13 – granica obrębów leśnych, strefy uszkodzeń przemysłowych: 14 – I strefa, 15 – II strefa

wstrzymania degradacji środowiska przyrodniczego.

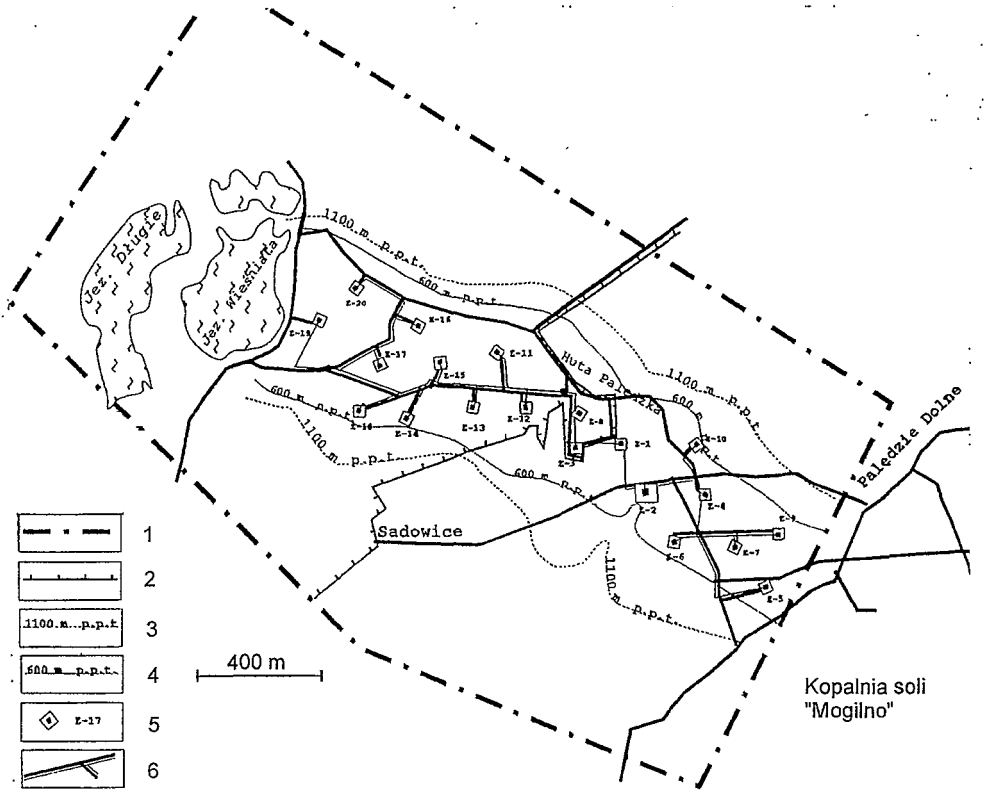
Na stan środowiska leśnego regionu wpływ mają także niekorzystne warunki hydrologiczne, gdyż leży on na wododziale dopływu Warty – Wełny i Noteci. Znaczną powierzchnię terenu stanowią obszary bezodpływowe, którymi są m.in. zlewnia jeziora Długiego i zlewnia jeziora Wieśniata oraz zlewnie wielu oczek wodnych. W okresach długotrwałych intensywnych opadów i roztopów wiosennych, po śnieżnych zimach, zwierciadło wód podziemnych podnosi się, powodu-

jąc podtapianie lasu w rejonie zagłębień bezodpływowych. W okresach długotrwałych suszy zwierciadło wód podziemnych obniża się w granicach od 0,5 do 1,5 m w stosunku do wymaganego optimum. Zimą 1993 roku (po katastrofalnie suchych latach 1991 i 1992) zwierciadło wód podziemnych i wód jezior bezodpływowych obniżyło się na około 2 m poniżej położenia optymalnego.

Omawiany obszar znajduje się w strefie najniższych opadów w Polsce. Suma opadów rocznych na posterunku Salejewo z okresu 1954 –1987 wahała się od 289 mm w suchym roku 1959 do 793 mm w mokrym roku 1980, a średnia za ten okres wynosiła 498 mm. Opady na obszarze KPMG „Mogilno" można ocenić jako wyższe o około 10 mm w porównaniu z zarejestrowanymi w Salejewie. Parowanie przekracza wartości rocznych opadów. Można przyjąć, że parowanie terenowe waha się od 300 mm w latach suchych do 520 mm lub nieco więcej w latach wilgotnych. Średni roczny odpływ szacowany jest na 3 l /(s · km^2) – co odpowiada około 100 mm. Potrzeby wodne roślin uprawnych szacować można średnio na 400 mm w okresie wegetacji, a lasu sosnowego na 200 – 400 mm. Z porównania potrzeb wodnych roślin z opadami wynikają niedobory wody w latach suchych, które można uzupełnić jedynie poprzez nawodnienia lub zmiany sposobu uprawy i tworzenie małych obiegów wody. Obszar ten jest więc jednym z bardziej deficytowych pod względem dostępności wody dla ekosystemów leśnych w Polsce, a każde naruszenie warunków wodnych w wyniku oddziaływania czynnika antropogenicznego powoduje stepowienie terenu. Do stałego pogarszania się sytuacji hydrologicznej terenu lasów przyczyniła się także eksploatacja wód podziemnych dla potrzeb gospodarczych pobliskich miejscowości. Obserwowane postępujące obniżenie ciśnienia wody w warstwach wodonośnych wraz z instalacją wodociągów gminnych, czerpiących wodę z pokładów trzeciorzędowych i czwartorzędowych, wyrażać się będzie obniżeniem zwierciadła wód gruntowych w lasach praktycznie po kilkunastu latach.

Oddziaływanie inwestycji na środowisko przyrodnicze

Inwestycja obejmuje trzy fazy: budowy, eksploatacji i likwidacji. W fazie budowy przewiduje się wykonanie kawern magazynowych (budowę kawern planuje się na głębokościach 600–1400 m p.p.t.) wraz z całą ich infrastrukturą, wykonanie połączeń technologicznych, doprowadzenie gazociągu, wykonanie dróg dojazdowych, budowę ośrodka naziemnego itp (rys. 2). Faza eksploatacji rozpocznie się po pierwszym próbnym zmagazynowaniu gazu i sprawdzeniu szczelności kawern. Kawerny będą napełniane gazem raz w roku w okresie letnim. Gaz pobierany będzie z systemu gazociągów krajowych i po uzdatnieniu w ośrodku naziemnym zatłaczany do kawern. Rozładowywanie kawern będzie następowało w okresie energetycznego szczytu jesienno-zimowego. Faza likwidacji nastąpi po około 30 latach eksploatacji kawern. Koncesja na magazynowanie gazu wydana jest do 2060 roku. Pomimo wielu działań, które minimalizują ujemny



RYSUNEK 2. Rozmieszczenie obiektów Kawernowego Podziemnego Magazynu Gazu „Mogilno": 1– granica obszaru górniczego, 2 – granica lasu, 3, 4 – granica złoża soli odpowiednio na głębokości 1100 m p.p.t. i 600 m p.p.t., 5 – lokalizacja kawern do magazynowania gazu, 6 – drogi i rurociągi ługownicze

wpływ inwestycji na środowisko oraz zmniejszają prawdopodobieństwo skażenia środowiska przyrodniczego, liczyć się należy z jego zmianami, niekorzystnymi w aspekcie funkcjonowania lasów.

Szkodliwość dla środowiska wynikająca z wykonywania odwiertów, budowy kawern, budowy systemu dróg oraz budowy systemów rurociągowych przejawiać się będzie przede wszystkim w wycięciu lasu na powierzchni ponad 11 ha oraz osłabieniu lasu na powierzchni około 25 ha w zlewni jeziora Wieśniata. Wylesienia, wykonane w sprzeczności z zasadami ładu czasowego i przestrzennego w lesie, spowodują narażenie drzew na wiatrowały oraz mechaniczne uszkodzenia. Zmiana warunków ekologicznych wnętrza drzewostanów będzie przyczyną wzrostu populacji szkodliwych dla lasu owadów. Proces osłabienia lasu potęgowany będzie emisją pyłów powstających podczas prac ziemnych i transportu ciężkiego sprzętu. Wyrąb lasu towarzyszący budowie inwestycji spowoduje ograniczenie właściwości lasu jako regulatora bilansu wodnego zlewni jeziora Wieśniata.

Na podstawie obliczeń symulacyjnych można wnioskować, że zmiana bilansu wodnego zlewni jeziora Wieśniata przejawiać się będzie: obniżeniem poziomu wody w jeziorze w latach suchych o ok. 10 cm, podwyższeniem w latach mokrych o ok. 30 cm, utratą około 8 ha poziomu wody jeziora oraz zwiększeniem rocznych zmian poziomu wód gruntowych na powierzchni ok. 70 ha lasu. Zmiana bilansu wodnego będzie miała miejsce także w zlewni Jeziora Kierzkowskiego, z którego pobierana jest woda technologiczna w ilości 480 m^3/h do ługowania kawern. Szacuje się, że w wyniku zmiany bilansu wodnego w zlewni Jeziora Kierzkowskiego nastąpi obniżenie produkcyjności drzewostanu na powierzchni ok. 1600 ha.

Największym zagrożeniem dla środowiska przyrodniczego terenów inwestycji mogą być awarie polegające na utracie szczelności magazynu. Migracja gazu z magazynu wpływa negatywnie nie tylko na środowisko glebowe i gruntowe, ale także stwarza niebezpieczeństwo wybuchu. Jak wynika z analizy dotychczas występujących awarii, prawdopodobieństwo ucieczek gazu z magazynu w kawernie solnej jest bardzo małe. Niemniej jednak, opierając się na doświadczeniach dotyczących eksploatacji soli kamiennej w strukturze Wapna (około 35 km na północny wschód od rozpatrywanego obszaru górniczego), gdzie w 1977 r. doszło do katastrofy górniczej, nie można całkowicie wykluczyć inwestycji jako potencjalnego źródła szkód górniczych na obszarach leśnych.

W przypadku uszkodzenia rurociągów transportujących solankę lub olej solarowy, stosowany jako medium izolujące przy ługowaniu kawern, istnieje potencjalne zagrożenie skażenia gleby i wód. Już zawartość 0,05% chlorku sodowego w glebie jest szkodliwe dla roślin. Przy małych możliwościach rozcieńczenia przez opady może to doprowadzić do całkowitej bezużyteczności wody dla roślinności i spowodować wymieranie lasu i upraw rolnych. Innym potencjalnym zagrożeniem środowiska przyrodniczego jest emisja metanu do atmosfery, co może w określonych warunkach być przyczyną zagrożenia wybuchem.

Wycena szkód i strat na gruntach leśnych

W związku z koniecznością wylesień zachodzi potrzeba podjęcia decyzji o zmianie przeznaczenia gruntu leśnego na inny rodzaj użytkowania w planie zagospodarowania przestrzennego. Do podjęcia takiej decyzji niezbędna jest stosunkowo obszerna informacja o aktualnym stanie środowiska przyrodniczego oraz rodzaju i wielkości szkód spowodowanych tą inwestycją. Dlatego dokonano wyceny ekonomicznej szkód wymienionych w ustawie o ochronie gruntów rolnych i leśnych oraz wyceniono koszty związane z utrudnieniami bądź potrzebą wykonania dodatkowych przedsięwzięć w zakresie prowadzenia gospodarki leśnej.

Biorąc pod uwagę rodzaj i zasięg ujemnego oddziaływania inwestycji KPMG "Mogilno" na środowisko przyrodnicze , głównie kompleksy leśne oraz charakterystykę tego środowiska wyodrębniono

obszar bezpośredniego wpływu inwestycji na las, obejmujący:

- obszar wylesienia trwałe i czasowe, średnie zagrożenia lasu, obszar słabych zagrożeń lasu;
- obszar pośredniego wpływu inwestycji na las.

Obszar bezpośredniego wpływu inwestycji na las obejmuje tereny leśne w bezpośrednim sąsiedztwie magazynu gazu, natomiast pośredniego wpływu – na lasy położone w sąsiedztwie Jeziora Kierzkowskiego, z którego będzie pobierana woda na potrzeby KPMG "Mogilno".

Wyodrębnienie obszarów umożliwia dokładniejsze określenie rodzaju i zasięgu szkód w lasach, spowodowanych budową i eksploatacją magazynu gazu. Określenie i skwantyfikowanie wszystkich szkód w lasach jest bardzo trudne, dlatego też ograniczono się do przedstawienia szkód najdotkliwszych dla środowiska leśnego i leśnictwa. Należy tu wymienić:

- przedwczesny wyrąb drzewostanów,
- wyłączenie gruntu leśnego z produkcji,
- zmniejszenie wartości produkcji leśnej po upływie ich czasowego wylesienia,
- obniżenie produkcyjności drzewostanów (lasu) w strefach ich zagrożenia przez inwestycję (obniżenie poziomu wód gruntowych, zanieczyszczenia gazowe, ciekłe i stałe itp.),
- obniżenie produkcyjnych funkcji lasu.

Oprócz wymienionych szkód powstałych w środowisku leśnym (głównie w zasobach drzewnych) ujęto też dodatkowe koszty związane z prowadzeniem gospodarki leśnej. Wprowadzenie do lasu specyficznej infrastruktury technicznej spowoduje:

- utrudnienia w prowadzeniu gospodarki leśnej,
- konieczność utworzenia strefy ochronnej wokół terenu inwestycji,
- potrzeby monitorowania zagrożeń lasu i ich skutków.

Wycenione poniżej w jednostkach pieniężnych szkody oraz dodatkowe koszty stanowią łączną wartość strat w leśnictwie.

- **Przedwczesny wyrąb drzewostanów**

Straty z tytułu przedwczesnego wyrębu drzewostanów wyliczono z różnicy wartości spodziewanej drzewostanu w wieku rębności (dojrzałości) a wartością sprzedażną tego drzewostanu w momencie jego wyrębu. Posłużono się tu odpowiednimi tablicami wartości drzewostanów IBL oraz opisem (parametrami) rzeczywistego stanu drzewostanów przeznaczonych do wylesień trwałych i czasowych. W uprawach i młodnikach strata z tytułu przedwczesnego wyrębu jest równa wartości poniesionych kosztów na ich założenie. Łączne jednorazowe straty z tytułu przedwczesnego wyrębu wyniosły (wg poziomu cen drewna na 01.01.1994 r.) 93,7 tys. zł.

- **Wyłączenie gruntu leśnego z produkcji**

Odszkodowanie za wyłączenie gruntów z produkcji leśnej składa się z jednorazowej należności, opłaty rocznej w wysokości 10% jednorazowej należności. Dla wylesień trwałych przyjęto maksymalny (według obowiązujących przepisów prawnych) okres (20 lat) wnoszonej opłaty rocznej, a dla wylesień czasowych – 4 lata. Jednorazowa należność za wyłączenie (trwałe i czasowe) gruntów z produ-

kcji leśnej wynosi 654,8 tys. zł, a opłata roczna – 1,43 mln zł.

• **Zmniejszenie wartości produkcji leśnej po upływie czasowego ich wylesienia**

W związku z tym, że powierzchnia lasu przeznaczona pod czasowe wylesienie stanowi stosunkowo wąskie pasy, często nie przekraczające wysokości drzewostanu (wysokość ta z upływem czasu zwiększy się) przyjęto, że:

1) na powierzchni czasowo wylesionej nie uzyska się produkcji drewna po jej zalesieniu z chwilą jej zwrotu dla produkcji leśnej, ponieważ będą one mogły być traktowane jako zabudowa biologiczna do czasu użytkowania (przebudowy) drzewostanu przylegającego;

2) strata z tytułu nieuzyskania produkcji drewna zostanie częściowo zrekompensowana poprzez możliwość produkcji choinek na tych powierzchniach, a pozostałą stratę wraz z większymi kosztami zagospodarowania tych powierzchni można uwzględnić przez doliczenie powierzchni czasowych wylesień do powierzchni obszarów słabych i średnich zagrożeń, objętej dodatkowymi kosztami na zagospodarowanie lasu.

• **Obniżenie produkcyjności drzewostanów**

W obszarze słabych zagrożeń lasu uznano, że nastąpi obniżenie bieżącego przyrostu miąższości drzewostanów o 25% w stosunku do przyrostu odczytanego z tablic dla rzeczywistych elementów opisu rosnących drzewostanów (bonitacja, czynnik zadrzewienia). Taki sam poziom szkód przyjęto dla obszaru pośredniego wpływu inwestycji na las. W obszarze średnich zagrożeń obniżenie przyrostu miąższości zwiększono do 50%.

Straty wskutek obniżenia się produkcyjności upraw i młodników, w których nie można posłużyć się wyżej opisaną metodą redukcji przyrostu miąższości grubizny oszacowano, przyjmując obniżenie bonitacji o jedną klasę – w obszarze słabych – i o dwie klasy – średnich zagrożeń lasu oraz czynnika zadrzewienia odpowiednio o 0,2 i 0,3 stopnia. Do wyliczenia strat zastosowano różnicę między wartością uprawy lub młodnika odczytaną na podstawie elementów ich opisu przed i po ustąpieniu szkód.

Łączna wartość strat z tytułu obniżenia się produkcyjności lasu wynosi 380 tys. zł.

• **Obniżenie pozaprodukcyjnych funkcji lasu**

Oprócz produkcji drewna las pełni też funkcje ochronne i społeczne. Wartość tych funkcji została skwantyfikowana według metod opracowanych w IBL. Lasy będące pod bezpośrednim i pośrednim wpływem inwestycji w całości ujęto jako lasy gospodarcze, co miało istotny wpływ na wielkość strat (najniższy współczynnik). Wielkość strat obliczono wg wzoru:

$$S_p = S_w \cdot 2{,}0$$

gdzie: S_p – straty z tytułu obniżenia się pozaprodukcyjnych funkcji lasu,

S_w – jednorazowa należność za wyłączenie gruntów z produkcji,

2,0 – współczynnik dla lasów gospodarczych.

Wielkość strat za obniżenie pozaprodukcyjnych funkcji lasu wynosi 1996 tys. zł.

• **Koszty dodatkowych czynności i przedsięwzięć gospodarczych**

Dodatkowe koszty wiążą się z modyfikacją zasad i sposobów zagospodarowania lasu w zasięgu inwestycji, budową drogi objazdowej oraz zagęszczeniem punktów monitoringu leśnego. Łączny koszt dodatkowych czynności i przedsięwzięć gospodarczych wyceniono na 500 tys. zł.

Założenia do programu badań monitoringowych środowiska

Integralną częścią Kawernowego Podziemnego Magazynu Gazu "Mogilno" będzie sieć kontrolno-alarmowa (monitoring techniczny) ściśle związana z robotami górniczymi i procesem technologicznym oraz system zabezpieczający przed awariami i ich skutkami. Przewidziano także przygotowanie odpowiednich służb do szybkiego usuwania awarii. W aspekcie ochrony środowiska przyrodniczego głównym i w zasadzie jedynym zadaniem monitoringu technicznego będzie odpowiednio wczesne sygnalizowanie o pojawieniu się zagrożenia. W chwili obecnej czynione są starania dla zorganizowania systemu kontrolno-pomiarowego środowiska przyrodniczego (monitoringu lokalnego środowiska przyrodniczego) związanego ze specyfiką zarówno realizowanej inwestycji, jak i środowiska przyrodniczego regionu.

Obserwowane i przewidywane skutki oddziaływania inwestycji KPMG "Mogilno" nakreślają cele badań i monitorowania środowiska:

- identyfikację zagrożeń i ich wpływ na stan środowiska,
- prognozowanie kierunku zmian środowiska przyrodniczego regionu inwestycji,
- utworzenie bazy danych o środowisku przyrodniczym regionu,
- określenie trendów zmian zachodzących w ekosystemach leśnych,
- ustalenie optymalnych uwarunkowań przyrodniczych i technicznych lasu na najbliższe lata i w przyszłości.

W ramach monitoringu lokalnego środowiska przyrodniczego przewiduje się monitoring atmosfery i hałasu, opadu, wód powierzchniowych i wód podziemnych, gleb i powietrza glebowego, przyrody ożywionej oraz monitoring zagrożenia pożarowego lasu.

Stacjonarnymi obiektami monitoringu lokalnego środowiska przyrodniczego będą:

- obiekty punktowe zlokalizowane w strefie potencjalnego oddziaływania inwestycji,
- zlewnia jeziora Wieśniata i przylegające obszary słabych i średnich zagrożeń lasu,
- Jezioro Kierzkowskie – źródło zaopatrzenia inwestycji w wodę.

Począwszy od napełnienia pierwszej komory gazem w 1996 roku przewiduje się co 3–5 lat jednoczesne badania ekspedycyjne połączone z wykorzystaniem zdjęć lotniczych. Proponuje się, by monitoring środowiska przyrodniczego połączony był organizacyjnie z monitoringiem technicznym i żeby był finansowany z zysków inwestycji KPMG "Mogilno".

Podsumowanie

1. Kawernowy Podziemny Magazyn Gazu "Mogilno" na terenie inwestycji i w jego sąsiedztwie spowoduje straty w środowisku leśnym i na terenach rolniczych, natomiast dla regionu północnej części Polski stworzy korzystne dla środowiska ograniczenie zużycia węgla, co z kolei przyczyni się do zmniejszenia uciążliwych dla środowiska emisji dwutlenku siarki i tlenków azotu.

2. Spodziewać się będzie można ożywienia gospodarczego w regionie o stosunkowo dużym bezrobociu (od 15–22 %). Realizowana inwestycja, z uwagi na swój unikatowy pionierski charakter rozwiązań technicznych i technologicznych, wymagać będzie w okresie budowy i eksploatacji prowadzenia stacjonarnych pomiarów monitoringowych w celu rejestracji zachodzących zmian w środowisku przyrodniczym, ze szczególnym uwzględnieniem lasów.

3. Odpowiedź na postawione na wstępie pytanie, czy w tak zniszczonym środowisku przyrodniczym budować magazyn gazu pogarszający stan środowiska, mimo dużych zastrzeżeń, wydaje się pozytywna. Trudno byłoby zahamować już rozpoczętą budowę, natomiast zyski finansowe inwestycji będzie można przeznaczyć na polepszenie stanu środowiska przyrodniczego i zorganizowanie monitoringu.

Literatura

Wpływ Kawernowego Podziemnego Magazynu Gazu "Mogilno" na kompleky leśne oraz inne elementy środowiska. 1994: A. Ciepielowski IBL na zlecenie Investgas sp. z o.o.

TRAMPLER i in. 1990: *Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych.* PWRiL, Warszawa.

Adresy autorów
J. Głaz
Instytut Badawczy Leśnictwa
02–362 Warszawa
ul. Bitwy Warszawskiej 1920 r. /3
A. Ciepielowski
Katedra Budownictwa Wodnego SGGW
02–787 Warszawa
ul. Nowoursynowska 166
E. Wiencław
Katedra Technologii i Organizacji Prac Wodnych i Melioracyjnych SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Franciszek CZYŻYK

Zanieczyszczenia wód powierzchniowych i gruntowych we wsi nie skanalizowanej

Abstract

The investigation results of surface and ground waters contamination in the non-severaged village. Presendet in the paper were the results of contamination tests of surface and subterranean waters in the village with neither sewage system nor a systematic management of liquid excrement from animal farms and of household wastes. Surface and subterranean waters were examined in the village area and beyond the village (up to 500 m). The contamination indicators of these waters were highly diversified (Tab. 1–3) and for waters beyond the village they lay within the admissible limits for first and second classes of cleanliness. However, the waters in the area of the village structures showed a very high level of contamination, both chemically as also microbiologically. Particularly high levels of chemical and microbiological contamination were characterized by surface water in the ditch below the village, that is in the ditch draining off the water from the village.

Key words: village, water contamination.

Wstęp

Wody powierzchniowe i podziemne zanieczyszczone są substancjami pochodzącymi z różnorodnych źródeł. Są to zarówno źródła naturalne (geologiczne, roślinne, atmosferyczne), jak i tzw. antropogeniczne (wynikające z bytowania i działalności człowieka). Naturalne źródła zanieczyszczeń są mniej niebezpieczne dla czystości wód niż źródła antropogeniczne. We wsiach, w obrębie zabudowań, najgroźniejsze dla czystości wód są ścieki z gospodarstw domowych i odchody zwierzęce (obornik, gnojowica, gnojówka), a także składowiska odpadów i śmieci. Dlatego też dla poprawy stanu sanitarnego wsi i czystości wód w obrębie wsi konieczne są rozwiązania kompleksowe, a nie tylko wodociągi wiejskie. Równolegle z nimi konieczna jest budowa kanalizacji i oczyszczalni ścieków oraz uporządkowanie gospodarki odchodami zwierzęcymi i odpadami stałymi. Tymczasem obecnie występuje znaczna intensywność budowy wodociągów wiejskich, bez równoległej budowy urządzeń kanalizacyjnych i oczyszczalni ścieków. Przykładem tego może być między innymi województwo wrocławskie, gdzie w ostatnich latach spośród 952 wsi około 120 było zwodociągowanych, a tylko 4 posiadały kanalizację sanitarną (Mazurski 1994). Według Michny (1995) obecnie 2/3 wsi dysponuje wodociągami, lecz nie więcej niż co 10 wieś posiadająca wodociągi posiada także kanalizację, a

nie więcej niż co 20 z nich ma oczyszczalnię ścieków.

Bardzo powolny jest też postęp w higienizacji zagród wiejskich, a szczególnie w zakresie prawidłowego składowania i zagospodarowania stałych i płynnych odchodów zwierzęcych oraz różnego rodzaju odpadów i śmieci. Te opóźnienia są powodem utrzymywania się ciągle dużego, czasem wręcz katastrofalnego zanieczyszczenia chemicznego i mikrobiologicznego wód na terenach wiejskich. Na Dolnym Śląsku 75% studni posiada wodę złą lub niepewną, zwłaszcza pod względem mikrobiologicznym. W województwie wrocławskim w 25% studni występuje przekroczenie dopuszczalnych zawartości azotanów w wodzie, w tym 7% o poziomie przekraczającym 30 mgN-NO_3/dm^3 (Mazurski 1994, a w niektórych nawet ponad 100 mg/dm^3 (Kowalski, Motyl 1993).

Na terenach wiejskich, jeszcze w większym stopniu niż wody podziemne, zanieczyszczone są wody powierzchniowe. Wody te zanieczyszczone są nie tylko różnorodnymi substancjami chemicznymi (organicznymi i mineralnymi), ale wykazują też na ogół wysoki stopień skażenia bakteriologicznego.

Przykładem tego mogą być między innymi przedstawione wyniki badań przeprowadzonych w 1994 r. przez Instytut Melioracji i Użytków Zielonych – Oddział we Wrocławiu, przy współpracy z Wojewódzką Stacją Epidemiologiczną we Wrocławiu. Badania przeprowadzono w nie skanalizowanej wsi, która obecnie ma już wodociąg, a w najbliższych latach przewiduje się tu wykonanie kanalizacji i oczyszczanie ścieków. Po jej wykonaniu można tu będzie przeprowadzić drugi etap badań, które uwidocznią w jakim stopniu kanalizacja i oczyszczanie ścieków wpłynie na poprawę czystości wód powierzchniowych i gruntowych.

Warunki, zakres i metodyka badań

Badania przeprowadzono w obrębie podwrocławskiej wsi Dobrzykowice, liczącej 75 gospodarstw i około 380 mieszkańców. Według kryteriów podanych przez Michnę (1995) oraz Sikorskiego i in. (1995) zabudowę tej wsi można określić jako zróżnicowaną, częściowo rozproszoną i pośrednią, a w większości skupioną. Teren wsi i przyległych pól jest równinny, z małymi spadkami lokalnymi (poniżej 2‰). Pod względem glebowym nie ma tu dużych zróżnicowań. Występują tu przepuszczalne mady lekkie głębokie, utworzone z piasków słabogliniastych i gliniastych. Poziom wody gruntowej układa się zwykle na głębokościach ok. 1 m, a w okresach suchych spada nawet do około 2 m. Na terenie tym prowadzona jest na ogół ekstensywna gospodarka rolna, a tym samym wynikające z niej zagrożenia dla czystości wód nie są duże. Większe zagrożenia wynikają z obecnego stanu gospodarki ściekami i odchodami zwierzęcymi we wsi (przepełnione "szamba", nieprawidłowe gnojownie i zbiorniki na gnojówkę).

W celu pobierania prób wody gruntowej do badań wykonano 10 studzienek głębokości 2,5–3,0 m. Studzienki rozmieszczone zostały w obrębie zabudowań wsi oraz dla celów porównawczych poza wsią – w kierunku przeciwnym do

spływu wód ze wsi. Ponadto pobierano próby wód powierzchniowych z rowów i stawów na terenie wsi oraz z rowów melioracyjnych powyżej wsi. Ogółem pobrano 5 serii prób w odstępach co 2 tygodnie. Przed pobieraniem prób wodę ze studzienek odpompowywano, a następnie pobierano próby wody świeżo wpływającej do studzienek, stosując naczynia sterylne do prób na badania mikrobiologiczne. Próby do laboratorium dostarczane były na bieżąco, natychmiast po ich pobraniu. Badania chemiczne wykonane zostały w laboratorium Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych – Oddział we Wrocławiu, stosując metody opisane przez Hermanowicza i in. (1976). Badania mikrobiologiczne wykonane zostały przez Wojewódzką Stację Epidemiologiczną we Wrocławiu.

Wyniki badań

Badania wykazały bardzo duże zróżnicowania stopnia zanieczyszczenia wód powierzchniowych i gruntowych zarówno pod względem chemicznym (tab. 1 i 2), jak też mikrobiologicznym (tab. 3). Zróżnicowania te zależne były głównie od położenia punktów poboru prób.

Wody powierzchniowe z rowów melioracyjnych pobierane powyżej wsi, w odległości 200–300 m od najbliższych zabudowań, wykazywały stosunkowo mały stopień zanieczyszczenia. Niektóre wskaźniki zanieczyszczenia tych wód, jak BZT_5, $N_{org.}$, NO_3, Na i Cl, były niższe od wyma-

TABELA 1. Wskaźniki zanieczyszczenia wod powierzchniowych na terenie wsi Dobrzykowice w mg/dm^3 (średnie z 5 serii prób pobranych w okresie VIII–X 1995 r.)

Miejsce poboru prób wody	Zawiesina ogółem	BZT_5	ChZT met Cr	Norg.	NH_4	NO_3	Pog.	K	Na	Cl^-	SO_4^{2}
Rów powyżej wsi (pole orne)	123	3,1	46,4	4,9	2,0	4,9	0,56	11,1	12,7	69	175
Rów powyżej wsi (łąka)	47	2,9	36,9	6,7	2,0	6,5	0,33	8,9	10,5	72	174
Rów na obrzeżu wsi	50	5,2	68,6	8,0	2,6	10,2	3,40	12,8	11,7	82	180
Staw w środku wsi	171	4,3	107,9	22,7	16,8	27,7	4,35	56,5	23,6	163	162
Staw na początku wsi	112	17,3	159,6	10,9	1,9	15,1	1,24	68,4	26,6	175	182
Rów odprowadzający wody ze wsi	4138	311,0	3272	140,3	61,9	48,5	21,22	77,4	58,2	281	322

TABELA 2. Wskaźniki zanieczyszczenia wód gruntowych z terenu wsi Dobrzykowice w mg/dm^3 (średnie z 5 serii prób pobranych w okresie VIII–X. 1995 r.)

Miejsce poboru prób wody	Zawiesina ogółem	BZT_5	$ChZT_{Cr}$	Norg.	Nh_4	NO_3	Pog.	K	Na	Cl^-	SO_4^{-2}
Woda z pól poza obszarem zabudowanym wsi											
500 m od zabudowań	117	1,1	55,7	4,7	1,1	3,4	0,64	9,8	11,3	47	130
300 m od zabudowań	139	1,2	50,6	5,9	1,4	4,8	0,54	9,5	18,4	57	225
Na obrzeżu wsi	168	2,4	74,8	5,6	1,8	5,4	0,21	11,7	14,9	87	211
Na obrzeżu wsi	175	1,7	60,6	5,3	2,4	5,1	0,29	25,7	14,0	69	209
Woda z zabudowanego obszaru wsi											
Zabudowa rozproszona	218	2,3	74,7	8,7	2,2	22,6	0,55	81,9	25,1	156	205
Zabudowa skupiona (liczne źródła zanieczyszczeń)	227	2,0	165,1	10,6	2,6	35,7	0,65	138,0	39,5	315	376
Zabudowa pośrednia (liczne źródła zanieczyszczeń)	213	5,3	139,0	46,5	14,8	71,6	0,99	119,3	34,7	305	351
Zabudowa pośrednia (mało źródeł zanieczyszczeń)	120	1,1	60,6	7,0	2,6	7,0	0,46	46,1	19,4	69	188
Bez zabudowy (przy rowie zanieczyszczonym ściekami)	212	2,7	129,8	8,9	3,2	8,5	9,18	20,5	17,7	132	172
Teren po zlikwidowanej fermie buraków	169	3,8	168,1	13,4	7,5	30,1	1,84	110,6	30,0	476	292

ganych aktualnymi przepisami (Rozporządzenie..., 1991) wskaźników dopuszczalnych dla 1 klasy czystości wód powierzchniowych. Pozostałe wskaźniki odpowiadają wymaganiom 2 klasy czystości, a fosfor był na poziomie 3 klasy. Pod względem mikrobiologicznym wody te można zaliczyć do 1 klasy czystości. W nieco większym stopniu była zanieczyszczona woda w rowie przepływającym na obrzeżu wsi. Wskaźniki zanieczyszczenia tej wody nie pozwalają jej zaliczyć do żadnej z klas czystości. Szczególnie niekorzystne były wskaźniki zanieczyszczenia mikrobiologicznego.

Wody powierzchniowe z zabudowanego obszaru wsi wykazały bardzo wysoki stopień zanieczyszczeń i nie można ich zaliczyć do żadnej klasy czystości. Rów odprowadzający wody ze wsi zamienił się wręcz w kanał ściekowy. Wyniki analiz wody z tego rowu, we wszystkich 5 seriach prób, wykazały znacznie większe zanieczyszczenia niż przeciętnie występujące w ściekach komunalnych (Kutera 1988; Czyżyk 1994). Wody ze stawów w obrębie zabudowań wsi wykazały niższy poziom zanieczyszczeń, lecz niskie miano coli i stosunkowo wysokie zawartości azotu, fosforu i chlorków wyraźnie wskazują, że są one zanieczyszczone ściekami bytowo-gospodarczymi.

W odniesieniu do wód gruntowych nie ma obecnie w Polsce obowiązujących normatywów prawnych, dotyczących klasyfikacji jakości tych wód, lecz w ostatnich latach Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska wydała opracowanie pt. Klasyfikacja jakości zwykłych wód podziemnych dla potrzeb monitoringu środowiska (Klasyfikacja ..., 1993).

TABELA 3. Wskaźniki zanieczyszczenia mikrobiologicznego wód powierzchniowych i gruntowych z terenu wsi Dobrzykowice (średnie z 5 serii prób pobranych w okresie VIII–X 1995 r.)

Miejsce poboru prób wody	Miano bakterii grupy coli	NPL* bakterii grupy coli w 100 cm^3 próby	Miano bakterii grupy coli typu fekalnego	NPL bakterii grupy coli typu fek. w 100 cm^3	Liczba kolonii bakterii w 1cm^3 próby **
Wody powierzchniowe					
Rów powyżej wsi (p.orne)	0,260	870	1,000	103	453
Rów powyżej wsi (łąka)	nie oznaczono	nie oznaczono	4,000	23	nie oznaczono
Rów na obrzeżu wsi	0,0082	1114480	0,0082	1114480	4800
Staw w środku wsi	0,022	11800	0,022	9600	474
Staw na początku wsi	0,082	23848	0,089	10328	980
Rów odprowadzający wody ze wsi	0,00009	11528000	0,00009	8128000	100000
Wody gruntowe					
500 m od zabudowań	0,132	49890	0,136	49110	684
300 m od zabudowań	0,433	6578	0,437	5818	2250
Na obrzeżu wsi	0,090	24126	0,090	14926	3640
Na obrzeżu wsi	0,0244	29440	0,026	8840	1670
Zabudowa rozproszona	0,134	3290	0,184	1512	1082
Zabudowa skupiona (liczne źródła zanieczyszczeń)	0,0097	106080	0,0097	106080	6330
Zabudowa pośrednia (liczne źródła zanieczyszczeń)	0,0502	64004	0,0828	54482	24530
Zabudowa pośrednia (mało źródeł zanieczyszczeń)	0,0244	2944	0,0256	11040	3798
Bez zabudowy (przy rowie zanieczyszczonym ściekami)	0,0091	241280	0,0561	97084	2610
Teren po zlikwidowanej fermie bukatów	0,001	288800	0,001	288800	13210

Wydzielono w niej 4 następujące klasy jakości wód podziemnych:

Ia – wody najwyższej jakości,
Ib – wody wysokiej jakości,
II – wody średniej jakości,
III – wody niskiej jakości.

Klasyfikacja daje wreszcie możliwość ujednolicenia ocen jakości wód podziemnych. Niektóre dopuszczalne wskaźniki zanieczyszczeń dla powyższych klas podano w tabeli 4.

Przedstawione w tabeli 2 wyniki badań wód gruntowych w obrębie zabudo-

TABELA 4. Dopuszczalne wskaźniki zanieczyszczenia wód podziemnych [Klasyfikacja ..., 1993]

Wskaźnik	Jednostka	Klasy jakości wód podziemnych			
		Ia	Ib	II	III
Odczyn	pH	6,5–8,5	6,5–8,5	< 6,5 i > 6,5	< 5,0 i > 9,0
Substancje rozpuszczone	mg/dm^3	500	800	1000	2000
Utlenialność	mgO_2/dm^3	2,5	5,0	10,0	20,0
Azot organiczny	mgN/dm^3	0,1	1,0	3,0	5,0
Azot amonowy	mgN/dm^3	0,1	0,5	1,0	1,5
Azotany	mgN/dm^3	1,0	10,0	10,0	50,0
Azotyny	mgN/dm^3	0,0	0,02	0,03	0,1
Fosforany	$mgPO_4^{-3}/dm^3$	0,02	0,2	1,0	5,0
Potas	mgK/dm^3	5,0	10,0	12,0	20,0
Sód	$mgNa/dm^3$	60	200	200	300
Chlorki	$mgCl/dm^3$	60	200	300	600
Siarczany	$mgSO_4^{-2}/dm^3$	60	200	250	500

wy wsi Dobrzykowice świadczą o bardzo wysokim stopniu zanieczyszczenia tych wód. Największe zanieczyszczenie tych wód wystąpiło w środkowej części wsi w obrębie zabudowy skupionej i pośredniej, gdzie było najwięcej źródeł zanieczyszczeń (doły gnojowe i gnojówkowe oraz szamba). Wystąpiły tam duże zanieczyszczenia wód azotem, zwłaszcza w formie azotanowej, oraz potasem i chlorkami. Wskaźniki zanieczyszczenia tych wód przekraczały znacznie dopuszczalne wartości nawet dla III klasy, czyli dla wód niskiej jakości (tab. 4). Wody te były znacznie bardziej zanieczyszczone niż wody na polach irygowanych, przeciążanych ściekami komunalnymi (Czyżyk 1994).

Wody w środkowej części wsi wykazywały nie tylko duże zanieczyszczenia chemiczne, ale również bardzo duże zanieczyszczenia mikrobiologiczne (tab. 3). Duże zanieczyszczenia chemiczne, zwłaszcza azotanami, potasem i chlorkami, oraz mikrobiologiczne wystąpiły także na terenie po zlikwidowanej fermie bukatów (obok wsi), pomimo iż ferma nie istnieje już od 7 lat.

W miarę wzrostu odległości punktów poboru prób od wsi zanieczyszczenie wód zmniejszało się wyraźnie. Już na obrzeżach wsi większość wskaźników chemicznego zanieczyszczenia wód gruntowych mieściła się w granicach dopuszczalnych dla wód wysokiej i średniej jakości, a jedynie zawartości amonowej formy azotu były nieco za wysokie. Niższe było też zanieczyszczenie mikrobiologiczne tych wód i układało się na poziomie niższym od wartości dopuszczalnych dla 3 klasy czystości wód powierzchniowych.

Najniższe zanieczyszczenia wód gruntowych wystąpiły na przyległych polach uprawnych, w odległości 300–500 m od zabudowań, gdzie badane wskaźniki zanieczyszczenia tych wód odpowiadały wymaganiom dla wód wysokiej jakości (klasa I–Ib), a jedynie $N–NH_4$ mieścił się w granicach dopuszczalnych dla III klasy jakości. Niskie było tu również skażenie mikrobiologiczne wód gruntowych i od-

powiadało wskaźnikom dla 2 klasy czystości wód powierzchniowych (Rozporządzenie ... 1991).

Wnioski

Przedstawione i omówione powyżej wyniki badań pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

1. Nieprawidłowa gospodarka ściekami i odchodami zwierzęcymi powoduje bardzo duże zagrożenia dla czystości wód powierzchniowych i gruntowych na terenie wsi. W wyniku dużego zanieczyszczenia chemicznego oraz skażenia mikrobiologicznego jakość tych wód jest zła i praktycznie nie są one przydatne do żadnych celów gospodarczych.

2. Wysoki stan zanieczyszczenia chemicznego i mikrobiologicznego wód może się utrzymywać przez wiele lat, nawet po usunięciu bezpośrednich źródeł zanieczyszczenia, o czym świadczą wyniki badań z terenu po zlikwidowanej przed 7 laty fermie buraków (tab. 2 i 3).

3. Duże zagrożenia dla czystości wód na wsi występują lokalnie w pobliżu źródeł zanieczyszczenia i zmniejszają się poza terenem zabudowanym wsi. W odległości kilkuset metrów od zabudowań wody charakteryzują się niskimi wskaźnikami zanieczyszczeń chemicznych, jak i mikrobiologicznych.

4. Przy ekstensywnej gospodarce rolnej zagrożenia dla czystości wód na polach uprawnych nie są duże, pomimo dużej przepuszczalności gleb, i wody z tych pól mogą zachować wysoką jakość.

5. Dla poprawy stanu sanitarnego wsi i czystości wód konieczna jest nie tylko budowa wodociągów wiejskich, ale także równoczesna kanalizacja wsi i budowa oczyszczalni ścieków oraz prawidłowe magazynowanie odchodów zwierzęcych (uszczelnione gnojownie oraz zbiorniki na gnojówkę i gnojowicę), a także prawidłowe składowanie innych odpadów i śmieci.

Literatura

CZYŻYK F. 1994: *Wpływ wieloletnich nawodnień ściekami na glebę, wody gruntowe i rośliny.* Falenty: Wydaw. IMUZ.

HERMANOWICZ W., DOŻAŃSKA W., DOJLIDO J., KOZIOROWSKI B. 1976: *Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków.* Warszawa: Arkady.

Klasyfikacja jakości wód podziemnych dla potrzeb monitoringu środowiska. 1993. Biblioteka monitoringu środowiska. Warszawa; PIOŚ.

KOWALSKI J., MOTYL A. 1993: *Obszarowe zagrożenia jakości wód podziemnych wywołane działalnością rolniczą.* Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, 233; 317–323.

KUTERA J. 1988: *Wykorzystanie ścieków w rolnictwie.* Warszawa, PWRiL.

MAZURSKI K.R. 1994: *Zagrożenia środowiska Dolnego Śląska.* Wrocław. Oficyna Wyd. Sudety.

MICHNA W. 1995: *Dobra praktyka rolnicza oraz sanitacja gospodarstwa wiejskiego jako główne sposoby ograniczania zanieczyszczeń obszarowych.* Mat. pt. Zanieczyszczenia obszarowe pochodzące z rolnictwa i możliwości ich ograniczania. Warszawa: Biuro Progr. UNEP/WHO, MOŚZNiL; 23–31.

Rozporządzenie MOŚZNiL z dnia 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi. DZ.U. 116, poz. 503.

SIKORSKI M., OZIMEK T., SKARBEK R. 1995: *Oczyszczanie ścieków bytowo-gospodarczych w rolnictwie i na wsi.* Mat. pt. *Zanieczyszczenia obszarowe pochodzące z rolnictwa i możliwości ich ograniczania.* Warszawa: Biuro Programowe UNEP/WHO, MOŚZNiL, 32–49.

Adres autora
F. Czyżyk
Instytut Melioracji i Użytków Zielonych
we Wrocławiu
53-333 Wrocław, ul. Powstańców Śl. 98

Kazimierz GARBULEWSKI, Edward WIENCŁAW

Analiza warunków zanieczyszczania podłoża z barierą hydrauliczną

Abstract

Analysis of contamination conditions in substrate with hydraulic barrier. Objects for utilization of waste and sewage the purpose of which is to protect the environment against uncontrolled pollution themselves consist a dangerous source of biosphere and hydrosphere pollution. The impact of a waste and sewage disposal facility on groundwater quality will depend on many factors among them perhaps most importantly on the nature of the barrier which is intended to limit and control contaminant migration. Therefore, when selecting a location for such objects particular attention should be given to geotechnical and hydrogeological conditions. In order to permit selection of not only efficient but also the most economic solutions it is always recommended to perform evaluation of local geological conditions to consider the substrate as a natural sealant. Assuming in design of the possibility of total or partial sealing of objects by the natural clay deposits (hydraulic barriers) will decrease investment costs. This paper presents results of investigations conducted to assess the possibility of considering an clay layers as a natural seal of the designed two objects: landfill at Łuków (Voi. Siedlce) and biological treatment plant (LEMNA type) in the village of Chmielnik (Voi. Rzeszów). Analysis of hydrogeological situations and results of clay properties assessment permitted to conclude that both analysed clay layers cannot be considered as a sufficient natural sealant.

Key words: contaminant migration, hydraulic barrier, landfill, treatment plant.

Wstęp

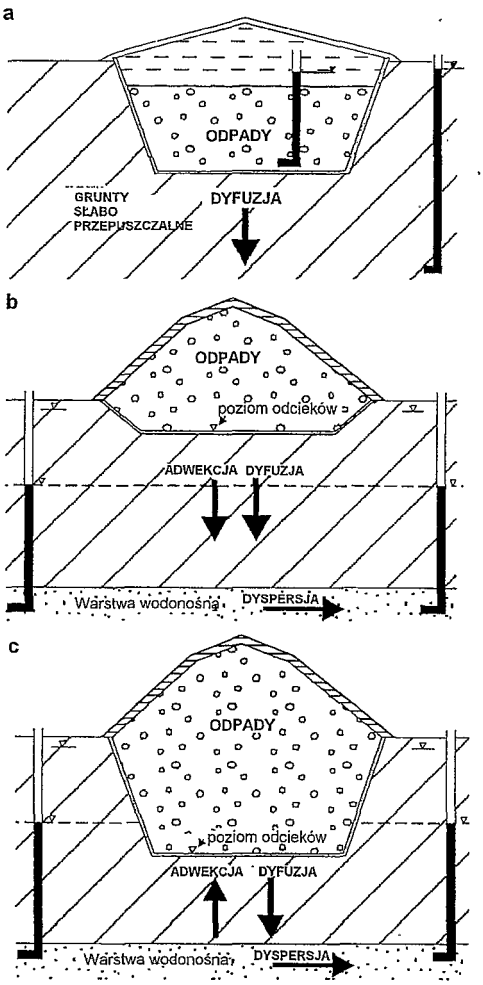
Budowle inżynierii środowiska, do których zaliczamy między innymi składowiska odpadów, oczyszczalnie ścieków, osadniki i hałdy odpadów przemysłowych, lokalizowane zwykle na terenach gminnych, są obiektami inżynierskimi, które – spełniając ważne zadania w ochronie środowiska – stanowią same potencjalne źródło jego zanieczyszczenia. Projekt każdej tego typu budowli powinien zawierać ilościową prognozę potencjalnego wpływu budowli na stan środowiska wodnogruntowego, zwłaszcza na jakość wód podziemnych. Wpływ budowli inżynierii środowiska na właściwości gruntów i jakość wód podziemnych zależy od takich czynników, jak: naturalne warunki terenowe, sytuacja hydrogeologiczna, klimat, rodzaj i właściwości składowanych materiałów odpadowych, a przede wszystkim od właściwości naturalnych lub specjalnie wykonanych warstw podłoża, które ograniczają możliwość migracji zanieczyszczeń. Warstwy takie, charakteryzujące się odpowiednio niską przewodnością hydrauliczną, nazywane są barierami hydraulicznymi.

Artykuł poświęcony jest ostatniemu z wymienionych czynników, tzn. barierom hydraulicznym. Na przykładzie dwóch obiektów: składowiska odpadów komunalnych i biologicznej oczyszczalni ścieków przedstawiono analizę warunków zanieczyszczenia podłoża przez budowle inżynierii środowiska.

Transport zanieczyszczeń w podłożu z barierą hydrauliczną

Naturalna, dużej miąższości warstwa gruntów spoistych lub – określając bardziej szczegółowo – ilastych, w której poziom wody gruntowej znajduje się blisko powierzchni terenu stanowi najprostszą i najtańszą barierę hydrauliczną. Warstwa ta powinna być ciągła i nie zawierać uprzywilejowanych dróg przepływu, takich jak szczeliny, spękania i otwory po systemach korzeniowych lub zwierzętach. W przypadku występowania w podłożu takich warunków istnieje możliwość zaprojektowania obiektu, w którym poziom odcieków, ścieków lub wód pościekowych będzie znajdował się przez cały czas poniżej poziomu wody gruntowej. Rozpatrzmy taką sytuację dla przypadku podłoża składowiska odpadów, co schematycznie pokazano na rysunku 1a. Jeżeli warunki hydrogeologiczne będą niezmienne, rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń będzie przebiegało wolno i głównie w formie dyfuzji. Warstwa gruntów spoistych może w tej sytuacji odgrywać ważną rolę dla rozcieńczenia zanieczyszczeń w wyniku działania takich zjawisk, jak sorpcja, wytrącanie i biodegradacja. Jednakże należy zdawać sobie sprawę, że w tym systemie kontrolowanej dyfuzji migracja zanieczyszczeń także będzie występowała i ważnym zagadnieniem jest sprawdzenie, czy wpływ projektowanej budowli na środowisko wodnogruntowe przez molekularną dyfuzję nie spowoduje przekroczenia dopuszczalnych zawartości zanieczyszczeń. W ostatnich latach wykazano, że dyfuzja może być istotnym procesem transportu w gruntach drobnoziarnistych wykorzystywanych jako uszczelnienia zabezpieczające przed rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń (np. Johnson i in. 1989).

Sytuacja hydrogeologiczna, która została przedstawiona powyżej, nie jest spotykana często w praktyce, co związane jest z trudnością bezpiecznego dla środowiska składowania odpadów poniżej poziomu zwierciadła wody gruntowej. Znacznie częściej odpady składowane są tylko częściowo poniżej powierzchni terenu, a większa część składowiska znajduje się powyżej powierzchni terenu, jak pokazują rysunki 1b i 1c. Warstwa gruntów spoistych może być wprawdzie uznana za barierę hydrauliczną ograniczającą migrację zanieczyszczeń, jednakże w projekcie składowiska należy zwrócić uwagę na odpowiednie ustalenie poziomu dna składowiska i zaprojektowanie drenażu skutecznie odprowadzającego odcieki. W sytuacji pokazanej na rysunku 1b poziom dna składowiska znajduje się poniżej poziomu wody gruntowej, ale powyżej poziomu piezometrycznego wody w warstwie wodonośnej. W związku z tym można przyjąć, że dyfuzyjnej migracji zanieczyszczeń towarzyszyć będzie przepływ adwekcyjny ze składowiska w kierunku warstwy wodonośnej. Rysunek 1c pokazuje sytuację, gdzie poziom dna



RYSUNEK 1. Schematy podłoża składowiska z naturalną barierą hydrauliczną: a – dyfuzyjny, b – adwekcyjno-dyfuzyjny, c – transport zanieczyszczeń dyfuzyjny, równoważony przepływem adwekcyjnym

składowiska jest poniżej poziomu wody gruntowej, ale poziom odcieków w składowisku występuje poniżej poziomu ciśnień piezometrycznych warstwy wodonośnej. W tym przypadku zanieczyszczenia mogą migrować adwekcyjnie od warstwy wodonośnej w kierunku do składowiska. W ocenie wpływu składowiska na środowisko wodnogruntowe taki schemat migracji zanieczyszczeń jest bardzo korzystny, ponieważ adwekcyjny przepływ wody z warstwy wodonośnej osłabia dyfuzyjną migrację zanieczyszczeń ze składowiska odpadów. Jednakże nawet w tak korzystnej sytuacji nie można przyjmować, że całkowicie została zlikwidowana możliwość negatywnego oddziaływania odcieków ze składowiska na wody w warstwie wodonośnej. W celu oceny, w jakim stopniu, istotnym czy możliwym do pominięcia, odcieki ze składowiska wpływają na środowisko, należy przeprowadzić odpowiednie obliczenia migracji zanieczyszczeń (Manassero, Pasqualini 1992; Daniel 1993).

Poza wymienionymi czynnikami, projektując składowiska odpadów lub inne zagrażające środowisku budowle, należy zbadać, czy uważana za naturalną barierę hydrauliczną warstwa gruntów spoistych nie jest spękana. Jak pokazują ostatnio przeprowadzone obserwacje (D'Astous i in. 1989), poza zwykle występującą w strefie powierzchniowej podłoża warstwą spękanych gruntów spoistych spękania te mogą sięgać nawet 6–15 m p.p.t. Spękania gruntu w postaci szczelin nawet o tak małej szerokości jak 10–15 μm, występujące w stosunkowo dużych odległościach jedna od drugiej (1–3 m), mogą w istotny sposób wpływać na przewodność hydrauliczną gruntów. Podczas wykonywania wykopu składowiska na skutek odciążenia, nawet początkowo zamknięte szczeliny mogą otwierać się i tworzyć się nowe w głębszej strefie podłoża. Spękania bariery hydraulicznej wpływają na jej przewodność i zwiększa-

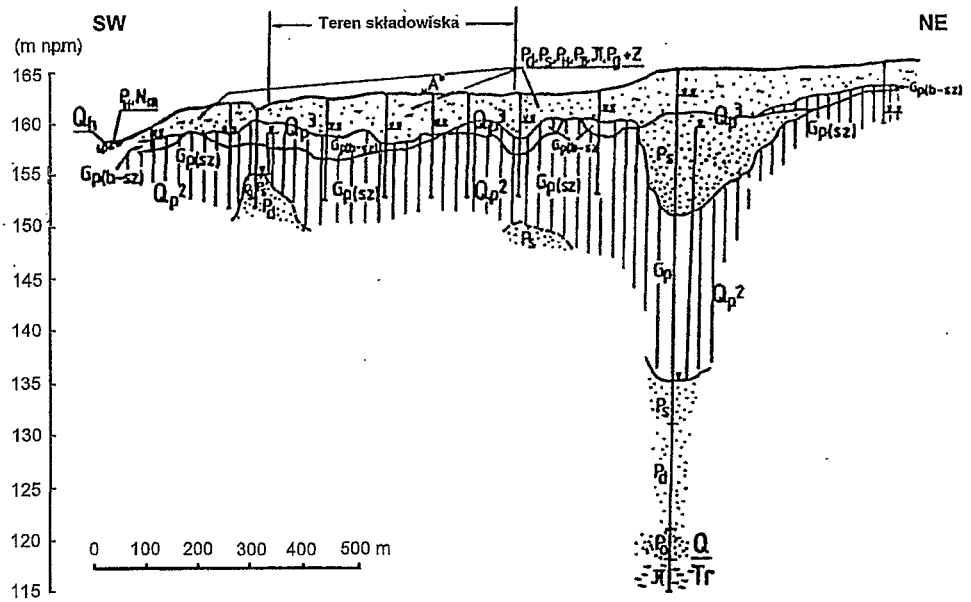
ją prędkość przepływu adwekcyjnego. Analityczny model migracji zanieczyszczeń w spękanym ośrodku gruntowo-wodnym przedstawili Rowe i Booker (1991).

Przykłady oceny podłoża budowli jako naturalnych barier

Podłoże składowiska odpadów komunalnych

Składowisko zlokalizowane jest na terenie wsi Świdry w pobliżu Łukowa (woj. siedleckie). Teren ten znajduje się na obszarze wysoczyzny, pokrytym przez utwory lodowcowe zlodowacenia środkowopolskiego. W przypowierzchniowej części podłoża składowiska do głębokości 1,8–4,5 m występują grunty gruboziarniste, reprezentowane przez piaski drobne, średnie i grube (rys. 2). Utwory piaszczyste są na przeważającej części obszaru zawodnione i stanowią pierwszy od góry poziom wodonośny (wody gruntowe wg klasyfikacji Pazdro). Poniżej gruntów gruboziarnistych występuje glina zwałowa, w części stropowej o zabarwieniu brązowym – stanowiąca pozostałość lądolodu najstarszego ze zlodowaceń środkowopolskich, głębiej szara – stanowiąca pozostałość najmłodszego ze zlodowaceń południowopolskich. Miąższość kompleksu glin zwałowych wynosi od 6,7 m do 17,5 m. W kompleksie glin stwierdzono liczne zawodnione soczewki i przewarstwienia piasków i pyłów. Wyniki badań uziarnienia pozwoliły sklasyfikować gliny zwałowe jako glinę piaszczystą (G_p), a wyniki badań plastyczności zaliczyć ją do grupy gruntów drobnoziarnistych typu "CL" (wg. USCS). Frakcja iłowa stanowi w glinie 14–18% całego jej uziarnienia. W składzie mineralnym frakcji iłowej dominuje illit z niewielką domieszką smektytu. Obliczona efektywna porowatość glin wynosi n_e=0,28. Badania wodoprzepuszczalności gliny w terenie wykazały, że charakteryzuje się ona współczynnikami wodoprzepuszczalności w zakresie $2{,}3 \cdot 10^{-9}$– $3{,}3 \cdot 10^{-7}$ m/s (Garbulewski, Wiencław 1994). Z uwagi jednakże na występowanie w glinach licznych soczewek i przewarstwień piaszczystych, warstwa glin zwałowych może mieć w rzeczywistości większą zdolność do przewodzenia wody, niż wynika to z badań.

Poniżej warstwy glin zwałowych występują utwory piaszczyste – piaski drobne, średnie i grube. Utwory te są zawodnione i stanowią poziom wód wgłębnych (wg klasyfikacji Pazdro), będących głównym źródłem wody dla mieszkańców i zakładów przemysłowych pobliskich miejscowości. W rejonie składowiska zwierciadło piezometryczne poziomu wód wgłębnych stabilizuje się na 1–2,5 m poniżej zwierciadła wód gruntowych, co świadczy o przepływie wody poprzez gliny zwałowe i zasilaniu poziomu wód wgłębnych wodami poziomu wód gruntowych. O przepływie wód poprzez gliny do poziomu wód wgłębnych może też świadczyć zaobserwowany w czasie badań terenowych spadek ciśnień hydrostatycznych w przewarstwieniach piaszczystych wraz z głębokością. Maksymalna prędkość przepływu (przesączania) wody poprzez gliny, obliczona przy założeniu zgodności przepływu z prawem Darcy'ego, wynosi $1{,}3 \cdot 10^{-7}$ m/s (Wiencław, Garbulewski 1993).



RYSUNEK 2. Przekrój geologiczny podłoża składowiska odpadów w Łukowie: N_m – namuł organiczny; P_d, P_s, P_r, P_p, P_g, P_H – piaski, odpowiednio: drobne, średnie, grube, pylaste, gliniaste, z humusem; P_o – pospółka, Ż – żwir, $Ż_g$-żwir gliniasty; π – pył; G_p – glina piaszczysta; $G_{p(b-sz)}$, $G_{p(sz)}$ – glina piaszczysta, odpowiednio brązowoszara i szara; Q – czwartorzęd; Q_h – holocen; zlodowacenia: Q_p^3 – środkowopolskie, Q_p^2 – południowopolskie; Tr – trzeciorzęd

Od około 20 lat na obszarze, którego sytuację hydrogeologiczną przedstawiono powyżej, składowane są stałe i płynne odpady z gospodarstw i zakładów przemysłowych w Łukowie. W ostatnich latach władze miejskie czynią starania pozyskania środków na budowę składowiska spełniającego obowiązujące w zakresie ochrony środowiska przepisy. W związku z pracami projektowymi i dążeniem do oszczędności powstało pytanie: czy występująca w podłożu warstwa glin zwałowych może być uznana za barierę hydrauliczną zabezpieczającą środowisko wodnogruntowe przed wgłębnym rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń z projektowanego składowiska?

Dla składowisk odpadów komunalnych przyjmuje się, że barierą hydrauliczną może być warstwa gruntów spoistych, której przewodność hydrauliczna jest mniejsza od 10^{-7} m/s, a miąższość jej jest większa od 0,25 m (Kleczkowski i in. 1984). Według Byczyńskiego (1992) za barierę można uznać warstwę iłów lub glin o miąższości wynoszącej minimum 1 m, w której prędkość przepływu wód podziemnych nie przekracza 10^{-5} m/s. Zarządzenie Rady Wspólnoty Europejskiej zawiera zalecenie, według którego uznaje się za barierę grunty, które w warunkach *in situ* są praktycznie nieprzepuszczalne, tzn. charakteryzują się przewodnością hydrauliczną $k < 10^{-9}$ m/s, a ich miąższość nie jest mniejsza niż 3 m.

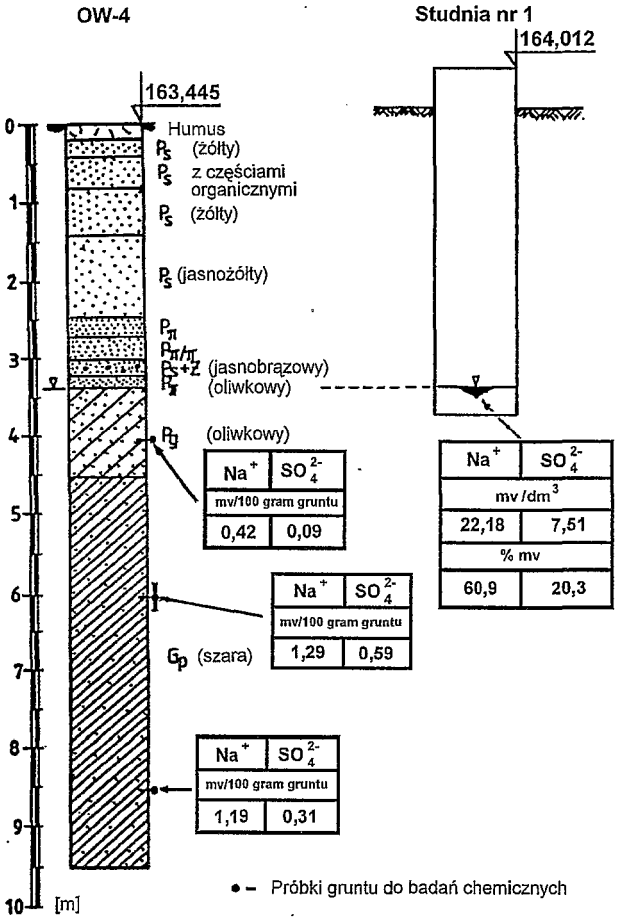
Według norm niemieckich przewodność hydrauliczna gruntów stanowiących barierę w podłożu składowisk nie powinna być większa niż 10^{-7} m/s, a miąższość gruntów nie może być mniejsza niż 3 m. W USA (Koerner 1984; Daniel 1993) warstwa gruntu, którą można uznać za naturalną barierę, powinna zawierać duże ilości minerałów ilastych i charakteryzować się przewodnością hydrauliczną $k \leq 10^{-8} - 10^{-9}$ m/s.

Biorąc pod uwagę podane wymagania i właściwości analizowanej gliny, można stwierdzić, że według dotychczasowych wymagań w tym zakresie w naszym kraju warstwa gliny może być w zasadzie uznana za naturalne uszczelnienie składowiska. Polskie wymagania w tym zakresie są znacznie łagodniejsze niż obowiązujące obecnie w większości krajów Unii Europejskiej. Przepisy krajów Unii i USA nie dopuszczają sytuacji, w której jedynym uszczelnieniem jest naturalna warstwa podłoża. W ocenie warstwy glin zwałowych należy zwrócić uwagę na fakt, że przesącza się przez nią woda z poziomu wód gruntowych, zasilając poziom wód wgłębnych. Opinię taką potwierdzają wyniki prac Knyszyńskiego (1988), według których na obszarach wysoczyzny Łukowa wody wgłębne zasilane są w wyniku przesączania się wody od góry – z poziomu wód gruntowych przez gliny zwałowe. W takiej sytuacji transport zanieczyszczeń ze składowiska może odbywać się w formie adwekcji i dyfuzji (por. rys. 1b).

O możliwości rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w podłożu składowiska świadczą wyniki badań próbek gliny pobranych z otworu wiertniczego, położonego w odległości kilkudziesięciu metrów od zbiornika zrzutu ścieków. Dla porównania próbki te posłużą jako punkt odniesienia próbek z wykopu wykonanego poza zasięgiem wpływu ścieków i odpadów. Wyniki badań składników chemicznych, których przykładowy rozkład przedstawiono na rysunku 3, pozwalają stwierdzić wyraźny wzrost zawartości kationów sodu i anionów siarczanowych oraz chlorkowych, co wskazuje na proces zasalania gruntów podłoża składowiska ściekami wylewiska do głębokości przekraczającej 8,5 m p.p.t.

Biologiczna oczyszczalnia ścieków

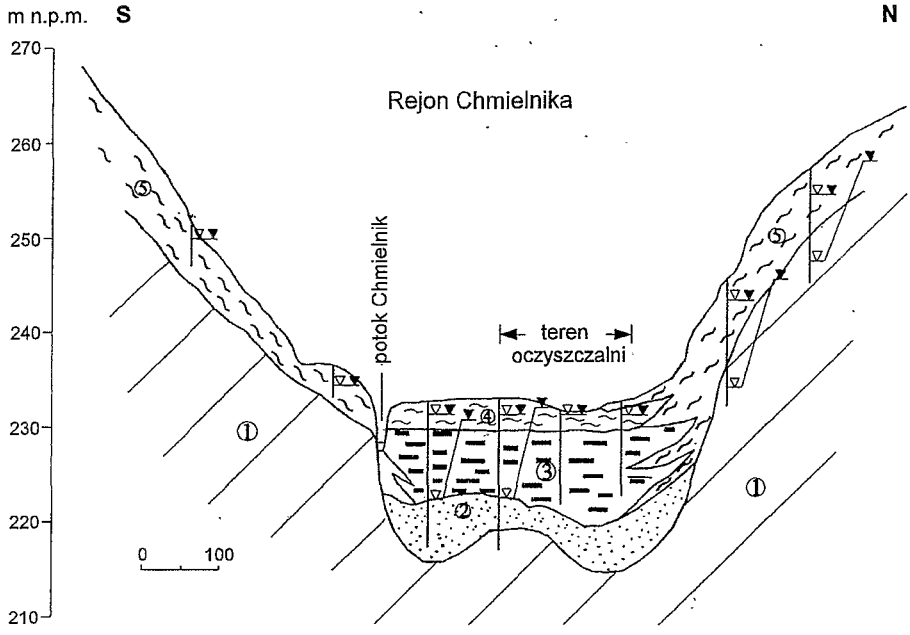
Oczyszczalnia ścieków budowana jest we wsi Chmielnik Rzeszowski. Została ona zlokalizowana w płaskiej dolinie Chmielnika, na terenie stanowiącym niewielkie lokalne jej obniżenie. W podłożu oczyszczalni stwierdzono występowanie korzystnego dla jej lokalizacji układu osadów gruntowych w dolinie (rys. 4). Osady piaszczysto-żwirowe leżące na podłożu skalnym (flisz) przykryte są warstwą mad rzecznych typu glin pylastych o miąższości ponad 10 m. Jak wykazały badania terenowe i laboratoryjne, gliny pylaste w warunkach naturalnych charakteryzują się współczynnikiem wodoprzepuszczalności pionowej w zakresie $10^{-7} - 10^{-9}$ m/s, przy czym większość badanych próbek gruntów odznaczała się współczynnikiem 10^{-9} m/s. Współczynniki wodoprzepuszczalności w kierunku poziomym nie różniły się w zasadzie od współczynników w kierunku pionowym (Garbulewski i in. 1995). Z badań metodą wzniosu wody w otworze, która pozwala określić średni współczyn-



RYSUNEK 3.Rozkład wybranych składników chemicznych w otworze wiertniczym OW-4

nik wodoprzepuszczalności przy dopływie wody przez ściany i dno otworu, uzyskano wartości współczynników wodoprzepuszczalności w zakresie $10^{-8} - 10^{-9}$ m/s. Biorąc pod uwagę tylko wartości współczynników wodoprzepuszczalności, można uznać występujące w podłożu oczyszczalni grunty za słabo przepuszczalne.

Osady piaszczysto-żwirowe są warstwą wodonośną, w której napięte zwierciadło wody stabilizuje się na tym samym poziomie co wody przypowierzchniowe, a nawet wyżej. W związku z tym przepływ pionowy wody w kierunku głębszych warstw podłoża nie występuje i możliwość rozprzestrzeniania się w tym kierunku zanieczyszczeń w formie adwekcji jest ograniczona. Uwzględniając położenie piezometrycznego zwierciadła wody w osadach piaszczysto-żwirowych, można nawet liczyć się z możliwością pionowego zasilania wód przypowierzchniowych przez wody wgłębne. Mamy więc tu do czynienia z osłabieniem dyfuzyjnej migracji zanieczyszczeń ze sta-



RYSUNEK 4. Przekrój hydrogeologiczny przez dolinę Chmielnika: 1 – podłoże skalne, fliszowe osady wodonośne i słabo przepuszczalne z uprzywilejowanymi drogami przepływu; 2 – aluwia facji korytowej, osady wodonośne; 3 – aluwia facji tarasowej, osady słabo przepuszczalne; 4 – osady facji tarasowej, osady słabo przepuszczalne o wzmożonej zasobności i wodoprzepuszczalności; 5 – osady stokowe, osady słabo przepuszczalne z uprzywilejowanymi drogami przepływu

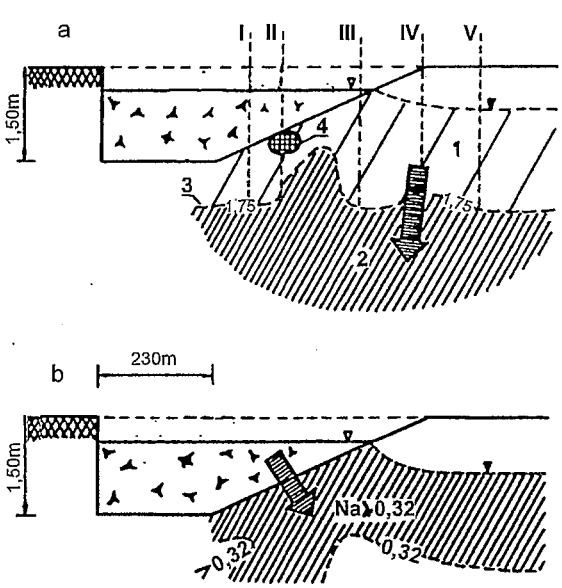
wów oczyszczalni przepływem adwekcyjnym z poziomu wód wgłębnych (por. rys. 1c).

We wszystkich studniach na zboczach, ujmujących wody zarówno z utworów zboczowych, jak i z flszu, zwierciadło wody stabilizuje się znacznie wyżej niż poziom wody w dolinie. W związku z tym dopływ wody następuje w kierunku do doliny i w zasadzie nie ma możliwości zanieczyszczenia wód podziemnych terenów sąsiednich. W warunkach naturalnych wody przypowierzchniowe na terenie projektowanej oczyszczalni ścieków na ogół stagnują, czyli zasilanie potoku Chmielnik tymi wodami w zasadzie nie odbywa się. Potok Chmielnik zasilany jest przede wszystkim z utworów fliszowych i z utworów piaszczysto-żwirowych. Na analizowanym terenie i w jego sąsiedztwie w dolinie nie ma ujęć wód. Ujęcie wody było, ale ze względu na złą jakość wód z osadów piaszczysto-żwirowych zostało zlikwidowane. Ujęcie wody dla Chmielnika znajduje się na stoku wzniesienia. Brak ujęć wód, które powinny być szczególnie chronione, stanowi korzystny argument lokalizacji oczyszczalni ścieków.

Wszystkie przedstawione powyżej aspekty, dotyczące warunków hydrogeologicznych i sytuacyjnych, przemawiają za możliwością uznania występujących w podłożu oczyszczalni ścieków

glin pylastych za naturalne uszczelnienie (barierę hydrauliczną). Ocena taka, chociaż niepełna, wydaje się jeszcze bardziej uzasadniona po analizie kryteriów, które obecnie są stosowane do oceny podłoża jako uszczelnienia naturalnego. W ocenie warstwy glin pylastych należy jednakże zwrócić szczególną uwagę na zjawiska zaobserwowane w badaniach terenowych, których analiza doprowadza do wniosku o konieczności zastosowania dodatkowych zabiegów, które umożliwią wykorzystanie warstwy glin pylastych jako naturalnego uszczelnienia. Podczas wierceń i wykonywania wykopu badawczego oraz odkrywek zauważono występowanie w przypowierzchniowej części podłoża, od 1,5 m do ok. 2,5 m, glin o dużej zawartości słabo rozłożonych części organicznych, z których intensywnie sączyła się woda. Mając na względzie zaobserwowane intensywne sączenia wody, można przyjąć, że warstwa mad (glin pylastych) posiada w powierzchniowej części liczne preferencyjne drogi przepływu, które zostały wytworzone przez słabo rozłożone systemy korzeniowe roślin. W warunkach *in situ* woda nie odznacza się dużą zdolnością do przemieszczania, jest ona zretencjonowana w tej części podłoża. Należy jednak zwrócić uwagę na fakt, że w wyniku zgromadzenia wody w stawach nastąpi znaczne zwiększenie gradientu i wymuszenie przepływu przypowierzchniowych wód podziemnych, głównie w kierunku poziomym. W związku z tym nie można uznać powierzchniowej części warstwy mad za pełną barierę hydrauliczną, która będzie izolowała stawy projektowanej oczyszczalni ścieków od wody gruntowej. W przypadku pozostawienia podłoża w naturalnym stanie, należy liczyć się bowiem z możliwością rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w kierunkach poziomych.

W celu zbadania, jaki wpływ na środowisko gruntowowodne w podłożu stawów oczyszczalni będą miały ścieki w przypadku braku uszczelnienia, wykonano wykop badawczy w kształcie prostokąta o wymiarach 3,50 × 6,50 m do głębokości 1,5 m (Garbulewski, Wiencław 1995). Wykop badawczy został wypełniony ściekami bytowo-gospodarczymi, pobranymi z miejscowych szamb. Ścieki w wykopie przebywały przez dwa tygodnie. Po tym czasie wypompowano ścieki z wykopu i pobrano próbki gruntu do badań składu chemicznego. Przykładowe wyniki badań przedstawiono na rys. 5. Badania wykazały, że w podłożu można wydzielić strefy rozpuszczania i wynoszenia soli wapniowych w wyniku oddziaływania ścieków na podłoże. Największe zanieczyszczenie (najwyższe stężenie jonów sodowych i chlorkowych) gruntów podłoża wykopu stwierdzono na głębokości 0,2 m w centralnej części skarpy wykopu. Jonem dominującym w kompleksie sorpcyjnym jest kation wapniowy, jednakże jako wskaźnik zanieczyszczenia podłoża bardziej wartościowy jest kation sodowy. Wyższa zawartość kationu sodu (w stosunku do jego zawartości w gruncie porównawczym) świadczy o procesie zasalania gruntów pod wpływem ścieków.



RYSUNEK 5. Wpływ ścieków na geochemiczne właściwości podłoża w ścianie wykopu badawczego: a) strefy rozprzestrzeniania się kationów: 1 – strefa wymywania, 2 – strefa akumulacji soli wapniowych, 3 – linia odpowiadająca zawartości kationów wapniowych w próbce porównawczej, 4 – strefa największego zanieczyszczenia; b) rozkład stężenia wymiennego kationu sodu w mv/100 g gruntu

Wnioski

Budowle inżynierii środowiska jako obiekty stanowiące potencjalne źródło zanieczyszczenia powinny być skutecznie odizolowane od środowiska. W niektórych przypadkach za wystarczającą izolację od środowiska wodnogruntowego można uznać występujące w podłożu bariery hydrauliczne w postaci słabo przepuszczalnych naturalnych warstw gruntu. Ocena podłoża jako naturalnej bariery wymaga przeprowadzenia obszernych analiz właściwości podłoża projektowanych budowli, dotyczących zwłaszcza warunków hydrogeologicznych i badań modelowych wpływu odcieków lub ścieków na środowisko.

Wyniki badań przeprowadzonych dla dwóch obiektów analizowanych w artykule nie pozwoliły uznać występujących w podłożu glin za bariery hydrauliczne. W przypadku składowiska odpadów w Łukowie zasadniczą przyczyną braku możliwości uznania podłoża jako wystarczającego uszczelnienia była nieciągłość hydrauliczna warstwy glin zwałowych i hydrauliczny kontakt dwóch poziomów wodonośnych, natomiast w przypadku podłoża oczyszczalni ścieków w Chmielniku Rzeszowskim przyczyną było występowanie w powierzchniowej warstwie preferencyjnych dróg przepływu.

Przepisy dotyczące możliwości uznania naturalnych warstw podłoża za bariery hydrauliczne, zwłaszcza obowiązujące dotychczas w Polsce, są zbyt łagodne i w zasadzie poza miąższością wymagające spełnienia tylko jednego kryterium, mianowicie przewodności hydraulicznej $k \leq 10^{-9}$ m/s. Biorąc pod uwagę trudności w badaniach i niepewność dotyczącą uzyskania wiarygodnej wartości przewodności hydraulicznej gruntów, należy kryteria te znacznie rozszerzyć. Kryteria te powinny, jak pokazują przed-

stawione w artykule przykłady, uwzględniać ciągłość hydrauliczną warstw i możliwość występowania makroporów tworzących preferencyjne drogi przepływu. Ważnym zagadnieniem, które powinno być również uwzględnione w kryteriach oceny, jest rola przepływu wód podziemnych i jego wpływ na możliwość rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w barierach hydraulicznych.

Literatura

BYCZYŃSKI H. 1992.: *Problemy hydrogeologiczne w ocenie oddziaływania wysypisk odpadów na środowisko.* Biul. Komisji ds. Ocen Oddz. na Środowisko, Wydaw. Instyt. Probl. Ekorozwoju, Gdańsk 8; 13–16.

DANIEL D.E. 1993: *Geotechnical Practice for Waste Disposal.* Chapman & Hall, London.

D'ASTOUS A.Y., RULAND W.W., BRUCE J.R.G. 1989: *Fracture effects in the shallow groundwater zone in weathered Sarnia-area clay.* Can. Geot. J. 26(1); 43–56.

GARBULEWSKI K., WIENCŁAW E. 1994: *Warstwa glin zwałowych jako naturalne uszczelnienie składowiska odpadów komunalnych w Łukowie.* Inżyn. Morska i Geotechnika 3; 132–139.

GARBULEWSKI K., WIENCŁAW E., ŻAKOWICZ S. 1995: *Hydraulic conductivity of alluvial clays containing macro-pores.* Proceedings of the Regional Conference BALTIC GEOTECHNICS-8; Vilnius.

GARBULEWSKI K., WIENCŁAW E. 1995: *Ocena podłoża projektowanej oczyszczalni ścieków jako naturalnego uszczelnienia.* Gospodarka Wodna 11; 290–298.

JOHNSON R.L., CHERRY J.A., PANKOW J.F. 1989: *Diffusive Contaminant Transport in Natural Clay: A Field Example and Implications for Clay-lined Waste Disposal Sites.* J. Env. Science and Tech., 23; (3) 340–349.

KNYSZYŃSKI F. 1988:*Geologiczne uwarunkowania systemu krążenia wód podziemnych zlewni Krzny.* Przegl. Geolog. 11; 655–659.

KLECZKOWSKI A.S., JORDAN H.P., SILAR J., SZESTAKOW W.M., WITCZAK S. 1984: *Ochrona wód podziemnych.* Wydaw. Geologiczne, Warszawa.

KOERNER R.M. 1984: *Construction and Geotechnical Methods in Foundation Engineering.* McGraw-Hill Book Company.

MANASSERO M., PASQUALINI E. 1992: *Ground Pollutant Containment Barriers.* Proc. of the Mediterranen Conference on Environmental Geotechnology. A.A.Balkema, Rotterdam: 195–204.

ROWE R.K., BOOKER J.R. 1991: *Modelling of 2D contaminant migration in a layered and fractured zone beneath lanfills.* Can. Geot. J. 28 (3); 383–392.

WIENCŁAW E., GARBULEWSKI K. 1993: *Ocena zanieczyszczenia wód i gruntów w podłożu składowiska odpadów w Łukowie.* Archiwum Ochrony Środow. 3–4; 203–220.

Adresy autorów

K. Garbulewski
Katedra Geotechniki SGGW
02–787 Warszawa, ul Nowoursynowska 166
E. Wiencław
Katedra Technologii i Organizacji Prac Wodnych i Melioracyjnych SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Jerzy JEZNACH, Józef LEWIŃSKI, Edward PIERZGALSKI

Zabezpieczenie przed erozją wietrzną odpadów składowanych w zbiorniku Żelazny Most

Abstract

Wind erosion control on the reservoir Żelazny Most. Poland has a world leading position as a copper producer. The copper mines are located in "Lubin and Głogów Copper Mining Region" where also copper industry take place. Solid waste from a copper industry that can be reused is landfilled. The biggest landfill called Reservoir Żelazny Most" has the area of 12.4 km^2. Accumulated solid waste material amounted 1995 to about 250 mln m^3. Such huge landfill cause many environmental problems. Serious problem is the air pollution. Surface of solid waste quickly dries forming beaches from 100 m to 200 m wide around dams of reservoir. The silt particles are transported with the wind and are deposited far away from the landfill. Most of well-know methods of dust control can not be used in that case due to the technology of waste landfilling. Investigation on dust control methods having regard to the specifity of the reservoir Żelazny Most are described in the paper.

Key words: dust control, wind erosion, structure-forming agents.

Wstęp

Składowane w zbiorniku Żelazny Most odpady poflotacyjne w postaci pulpy ulegają sedymentacji i odwodnieniu. Powierzchnia odwodnionej pulpy bardzo szybko przesycha.

Przyjęta technologia eksploatacji i rozbudowy obiektu, uwarunkowana głównie względami bezpieczeństwa, wymaga takiego składowania odpadów, aby wewnątrz zbiornika wzdłuż zapór tworzyły się plaże szerokości do 200 m. Przeschnięte odpady ulęgają procesowi erozji wietrznej. Większe cząsteczki wywiewanych odpadów osiadają na odpowietrznych skarpach zbiornika, utrudniając ich zadarnienie. Mniejsze, przy silniejszych wiatrach, są przenoszone na duże odległości, dochodząc min. do miasteczka Rudna. Duża zawartość metali (Cu, Mn, Fe, Mg) i innych pierwiastków powoduje zanieczyszczenie powietrza oraz gleb w sąsiedztwie zbiornika. Prace badawcze prowadzone przez Centrum Badawcze i Projektowe Miedzi "Cuprum" i Katedrę Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW we współpracy z Zakładem Hydrotechnicznym ZG Rudna doprowadziły do opracowania i wdrożenia metod zwiększających odporność odpadów na wywiewanie, w efekcie których znacząco ograniczono procesy erozji wietrznej.

Mechanizm procesu erozji wietrznej

Unoszenie i transport cząsteczek wskutek erozji wietrznej odbywa się dzięki energii wiatru, która zostaje częściowo rozproszona przy powierzchni w postaci ciepła wskutek gradientu temperatury powietrza i temperatury powierzchni gruntu. Pozostała cześć energii wiatru docierająca do powierzchni zostaje zużyta na procesy erozyjne. Teoria transportu cząstek gleby, gruntu lub innego materiału z ich powierzchni wskutek ruchu powietrza wyróżnia trzy formy tego procesu (rys. 1):

– wleczenie cząstek po powierzchni,

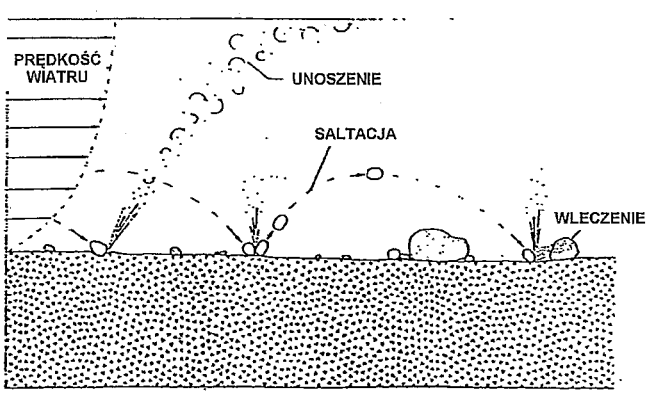
– saltacje, czyli unoszenie cząstek na niewielką (kilkudziesięciu cm) wysokość i ich opadanie w innym miejscu,

– unoszenie i przenoszenie na znaczne odległości zwykle najdrobniejszych (pylastych) cząstek erodowanego materiału.

Do najważniejszych czynników, od których zależy ilość wywiewanego materiału, zalicza się: warunki klimatyczne, przede wszystkim prędkość i czas trwania wiatru, warunki na powierzchni terenu (szorstkość powierzchni, jej pokrycie, długość powierzchni bez przeszkód itp.), podatność erodowanego materiału na odspajanie i przenoszenie jego cząstek.

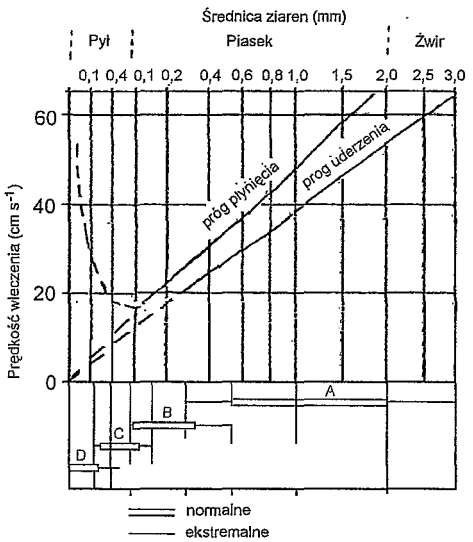
O rozpoczęciu i natężeniu procesu erozji decyduje bilans sił, pod wpływem których znajdują się cząstki erodowanego materiału. Do sił hamujących odspajanie i unoszenie cząstek należy siła grawitacji, tarcia i spójności. Wskutek ruchu powietrza wokół cząstki powstaje różnica ciśnień umożliwiająca jej pionowe odnoszenie. Większe cząstki wskutek siły grawitacji opadają na powierzchnie, uderzając o inne, inicjując proces ich wleczenia. Saltacji ulegają większe cząstki gruntu, które są unoszone i opadają w bliskiej odległości.

Wszystkie formy ruchu występujące w procesach eolicznych (unoszenie, saltacja i wleczenie) zaczynają się przy określonych prędkościach wiatru. Niezbędna prędkość dla powstania ruchu unoszenia cząstek nazywana jest według Bagnolda (cyt. za Embleton, Thornes 1979) progiem płynięcia, a prędkość wymagana dla podtrzymania tego zjawiska w wyniku uderzenia ziaren gruntu nazy-



RYSUNEK 1. Podstawowe formy erozji wietrznej

wa się prędkością progową uderzenia. Ich wartości liczbowe dla poszczególnych form ruchu w zależności od średnicy cząstek gruntu podano na rys. 2.



RYSUNEK 2. Prędkości progowe transportu cząstek w zależności od ich średnicy: A – wleczenie, B – saltacja, C – unoszenie lokalne, D – unoszenie na dalsze odległości

Na obiekcie Żelazny Most najbardziej uciążliwą dla środowiska formą erozji wietrznej jest zapylenie, powstające wskutek unoszenia i przenoszenia najdrobniejszych frakcji piaszczystych oraz części pylastych odpadów flotacyjnych.

Metody zapobiegające erozji wietrznej

Można wyróżnić trzy grupy metod zapobiegających erozji wietrznej:

- Metody polegające na zmniejszeniu prędkości wiatru w przypowierzchniowej warstwie gruntu. Zaliczyć tu można stosowanie pasów wiatrochronnych, płotków itp.
- Metody polegające na pokrywaniu erodowanej powierzchni warstwą ochronną. Tworzyć ja mogą pokrycia roślinne (zalesiania, zakrzaczenia, zadarniowania, mulczowanie), ale także pokrycia techniczne, jak np. błony bitumiczne lub inne substancje chemiczne.
- Metody zwiększające odporność cząstek gleby (gruntu) na odspajanie i wywiewanie. Zmniejszenie podatności na erozję uzyskuje się przez: utrzymanie wysokiego uwilgotnienia w przypowierzchniowej warstwie gruntu, stosowanie preparatów strukturotwórczych, powodujących zlepianie cząstek w większe agregaty.

Wybór metody zależy od warunków występujących na danym obiekcie.

W warunkach zbiornika Żelazny Most z pierwszej grupy metod, przy obecnej technologii składowania odpadów, możliwe byłoby zastosowanie jedynie barier płotkowych na plażach. Wymagałoby to jednak dużego nakładu pracy dla ich częstego przestawiania.

Niemożliwe natomiast jest stosowanie roślinności wysokiej na koronach zapór ze względu na szkodliwe z geotechnicznego punktu widzenia oddziaływanie korzeni drzew.

Stosowanie zabiegów fitomelioracyjnych w celu wytworzenia pokryć roślinnych byłoby na zbiorniku Żelazny Most możliwe, lecz wymagałoby zmiany technologii składania odpadów. Konieczne byłoby wypełnianie pulpą danego se-

ktora, większą niż obecnie warstwą i wyłączenie go z eksploatacji na dłuższy okres (kilka miesięcy) niezbędny do np. zadarnienia. Jednak wprowadzenie zmian technologicznych mogłoby niekorzystnie wpłynąć na stateczność zapór (nierównomierne obciążenia, wytworzenie powierzchni poślizgowych).

Możliwe jest stosowanie sztucznych pokryć ochronnych np. w postaci natrysku bitumicznego. Ich podstawową wadą, poza wysokimi kosztami, a także krótkim okresem oddziaływania spowodowanym częstym napełnianiem pulpą sektorów, jest niebezpieczeństwo skażenia środowiska substancjami ropopochodnymi.

Najbardziej przydatne do zastosowania na plażach zbiornika Żelazny Most wydają się być sposoby wymienione w trzeciej grupie metod, polegające na zwiększaniu siły spójności gruntu poprzez utrzymanie odpowiedniego uwilgotnienia. Celowe wydaje się także zwiększenie odporności cząstek na wywiewanie wskutek poprawy ich struktury.

Zabezpieczenie składowiska Żelazny Most przed erozją wietrzną w różnych warunkach pogodowych

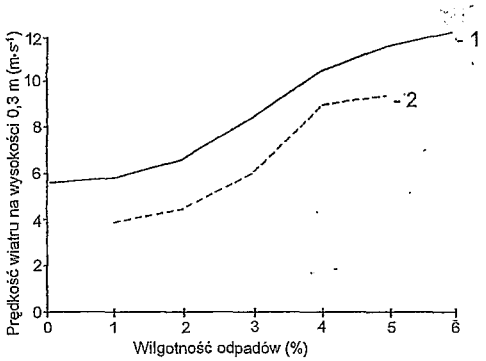
Okres letni

Pierwsze prace nad zabezpieczeniem przed pyleniem prowadziło w latach 1987–1989 CBiPM "Cuprum" we współpracy z Wydziałem Hydrotechnicznym ZG "Rudna", Zakładem Usług Agrolotniczych w Mirosławicach oraz Wytwórnią Emulsji Asfaltowej w Tarnowie. W wyniku wielu badań i doświadczeń opracowano metodę "EMAS", polegającą na stabilizacji plaż zbiornika rozcieńczoną emulsją asfaltową, która – tworząc cienką bitumiczno-mineralną warstwę na powierzchni odpadów – skutecznie i w stosunkowo długim okresie chroni ją przed wywiewaniem. Rozpryskiwany za pomocą śmigłowca wodny roztwór emulsji asfaltowej składa się z kationowej średniorozpadowej emulsji asfaltowej, stabilizatora w postaci soli czwartorzędowej aminy alifatycznej oraz wody z sieci wodociągowej (Grotowski i in. 1992). Według dotychczasowych doświadczeń osiąga się trzymiesięczną trwałość warstwy ochronnej.

Drugim kierunkiem prac nad ograniczeniem pylenia ze składowiska były badania podjęte przez Katedrę Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW w Warszawie w 1991 r. Ich celem było opracowanie metody zwiększającej odporność powierzchni odpadów na wywiewanie poprzez zwiększenie siły spójności pomiędzy cząsteczkami. Na podstawie wykonanych pomiarów określono zależność miedzy wilgotnością wierzchniej warstwy odpadów a prędkością wiatru inicjującą procesy erozyjne. Zależność tę przedstawiono na rys. 3.

W wyniku tych prac zaproponowano rozwiązanie polegające na zwilżaniu odpadów przez deszczowanie.

Badania nad określeniem technologii zraszania wykazały, że odpady poflotacyjne charakteryzują się małymi właściwościami retencyjnymi wody i dużą infiltracją wierzchnich warstw. Właściwości te ograniczają wielkość dawek polewowych możliwych do zastosowania przy deszczowaniu. Z doświadczeń wyni-



RYSUNEK 3. Intensywność erozji wietrznej w zależności od wilgotności powierzchni odpadów: 1 – wleczenie ciągłe, 2 – wleczenie inicjujące

ka, że w normalnych warunkach pogodowych wielkości dawki nawadniającej niezbędnej do zwilżenia 5 cm warstwy odpadów wynoszą 3 mm. Stosowanie większych dawek jest niecelowe z powodu infiltracji wody w głąb profilu odpadów. Przy silnych wiatrach i dużym nasłonecznieniu tak małe dawki wody ulegają szybkiemu wyparowaniu. Dla utrzymania dużej wilgotności odpadów konieczne jest więc częste deszczowanie.

Dlatego też podjęto próby (Pierzgalski, Jeznach 1992, 1993) zastosowania substancji, które dodawane do rozdeszczowywanej wody poprawiłyby trwałość zwilżania. W tym celu przetestowano trzy substancje: wywar posiarczynowy, wywar melasowy i syrop skrobiowy, które są organicznymi produktami ubocznymi przemysłu celulozowego (wywar posiarczynowy), spirytusowego (wywar melasowy) i ziemniaczanego (syrop skrobiowy).

Badania laboratoryjne oraz terenowe wykazały, że wodne roztwory tych substancji zlepiają drobne cząstki odpadów poprzez wytworzenie powierzchniowej skorupy odpornej na działanie wiatru. Z doświadczeń wynika, że najbardziej odpowiednie stężenie roztworów wynosi 1:10. Przy dawce 3 mm miąższość wytworzonej skorupy sięgała od 5 do 10 mm. Trwałość skorupy zależy od warunków meteorologicznych. Większe opady powodują wymywanie roztworów i utratę zdolności ochronnych powierzchni odpadów. Z punktu widzenia kosztów stosowania substancji strukturotwórczych jest to ich niewątpliwa wada. Biorąc jednak pod uwagę gospodarkę wodną na zbiorniku, przepuszczalność powierzchni może być oceniana jako cecha pozytywna. Nieprzepuszczalna powłoka powoduje bowiem przy silnych opadach duże spływy powierzchniowe i szybkie podnoszenie się zwierciadła wody w zbiorniku oraz konieczność odprowadzania ponadnormatywnych ilości wody do Odry. Przy powłoce przepuszczalnej znaczna cześć opadu jest retencjonowana w profilu pionowym odpadów i wolniej, w postaci odpływu gruntowego, przepływa do centralnej części zbiornika. Do nie w pełni rozpoznanych problemów mogących wystąpić przy wdrażaniu proponowanej technologii może być charakterystyczny zapach wydzielany podczas deszczowania oraz koszt i możliwości zakupu stosunkowo znacznych ilości substancji strukturotwórczych.

Okres zimowy

Składowanie odpadów poflotacyjnych w zbiorniku Żelazny Most odbywa się w okresie całego roku. W zimie zdarzają się także przypadki intensywnego pylenia ze składowiska. Większa częstot-

liwość tego pylenia występuje w okresie tzw. lekkiej zimy, tj. zimy bezśnieżnej lub z bardzo małą pokrywą śniegu przy średniej dobowej temperaturze powietrza do –5°C. Szczególnie duże natężenie erozji wietrznej obserwuje się, gdy temperatura w ciągu dnia podnosi się do kilku stopni powyżej zera. Wierzchnia kilkumilimetrowa warstwa odpadów przesycha bardzo szybko i zostaje unoszona przez wiatr.

Zabezpieczenie przed pyleniem powierzchni odpadów w zbiorniku Żelazny Most w okresie lekkiej zimy jest zagadnieniem trudnym do rozwiązania. Stosowane z dobrym rezultatem w okresie letnim metody nie sprawdzają się w czasie zimy. Nie można bowiem używać deszczowni przy niskich (poniżej zera) temperaturach powietrza, gdyż istnieje niebezpieczeństwo uszkodzenia urządzeń na skutek zamarzania wody. Natomiast natrysk emulsją asfaltową jest nieskuteczny, ponieważ powstająca powłoka pęka i łuszczy się odsłaniając odpady.

Dla rozwiązania tego problemu przeprowadzono badania nad zachowaniem się powierzchni odpadów zwilżanych wyżej opisanymi roztworami, wywaru posiarczynowego i melasowego oraz syropu skrobiowego, w warunkach niskich temperatur. Doświadczenia prowadzono w laboratorium przy temperaturach od +1 do –30°C. Przy zastosowaniu podciśnienia około 20 KPa nie stwierdzono zniszczeń powłok ochronnych. Wskazuje to na możliwość stosowania tych substancji w okresie zimowym.

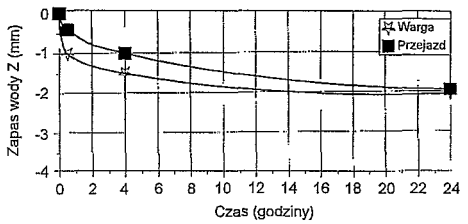
Zabezpieczenie przed pyleniem w warunkach nadbudowy

Roczny przyrost rzędnej odpadów poflotacyjnych w zbiorniku Żelazny Most wynosi około 1,3 m. Co dwa lata zapory zbiornika są na poszczególnych sekcjach podwyższane o 2,5 m. Materiał używany do nadbudowy pochodzi głównie z odpadów poflotacyjnych zgromadzonych na plażach. W trakcie nadbudowy odpady zbierane są cienkimi warstwami z plaży i spychane na zaporę. Przy tej technologii nadbudowy odpady mają mocno naruszoną strukturę, co powoduje ich większą podatność na pylenie.

W trakcie wykonywania nadbudowy powstają charakterystyczne wyniesienia odpadów pomiędzy przejazdami spycharek, nazywane wargami. Wyniesienia te mają strukturę luźną i nie związaną. Szerokość ich waha się od około 1,2 do 2,5 m, a wysokość dochodzi do 1 m. Pasy przejazdów mają strukturę bardziej zwartą. Ich szerokość wynosi około 3,70–3,85 m.

Obecnie w warunkach nadbudowy nie stosuje się żadnych metod lub sposobów zabezpieczających przed pyleniem. Przy niesprzyjających warunkach meteorologicznych obserwuje się znaczne natężenie pylenia zarówno z plaż, jak i zapór zbiornika.

Analiza wyników badań dynamiki wysychania odpadów w warunkach nadbudowy (rys. 4.) wykazała stosunkowo szybkie zmiany uwilgotnienia po deszczowaniu. Dawka polewowa wystarcza zaledwie na 24 godziny dla wargi powstającej pomiędzy przejazdami i około 48 godzin na przejazdach. Po tym



RYSUNEK 4. Zmiany zapasów wody pod wpływem deszczowania w warunkach nadbudowy

czasie odpady mogą być podatne na pylenie.

Stosowana na zbiorniku Żelazny Most technologia wykonywania nadbudowy jest dopracowana technicznie i organizacyjnie. Jednak ze względu na występowanie pylenia w trakcie prac technologia ta powinna zostać zmodyfikowana przez wyeliminowanie warg powstających po przejazdach spycharek. Odpady pozostające na wargach powinny być zbierane przez spycharki przy następnym przejeździe. Zmniejszy się w ten sposób deniwelacje plaż w trakcie nadbudowy, a odpady będą miały bardziej zwartą strukturę. Natomiast odpady składowane na koronie zapory powinny być zagęszczone spycharkami po każdorazowym przejeździe.

Szczegółowa analiza warunków technicznych i technologicznych występujących w trakcie nadbudowy wykazała, że natrysk emulsją asfaltową i deszczowanie roztworami substancji strukturotwórczych nie mogą być stosowane ze względu na ciągłą pracę ludzi i sprzętu na nadbudowanej części zbiornika oraz systematyczne naruszanie powierzchni odpadów. Zmniejszenie natężenia erozji wietrznej w trakcie nadbudowy może być osiągnięte jedynie przez deszczowanie.

Uwzględniając warunki środowiskowe występujące w trakcie nadbudowy zbiornika, proponuje się zastosowanie deszczowni pasowej typu RAINBOY. Deszczownia ta jest mała, elastyczna i funkcjonalna. Może być ustawiona na koronie zapory i przestawiana na różne stanowiska. Przy tej deszczowni wyłączony z prac ziemnych zostanie jeden przejazd spychacza jedynie w trakcie deszczowania. Na sąsiednich przejazdach mogą w czasie zraszania pracować maszyny, gdyż deszczowanie nie powoduje żadnych ujemnych skutków dla sprzętu.

Podsumowanie

Problem ograniczenia erozji wietrznej ze składowiska odpadów poflotacyjnych Żelazny Most jest wyjątkowo trudny do rozwiązania ze względu na wysokość i wielkość zbiornika oraz technologie składowania odpadów. Większość znanych w świecie metod nie może być w tych warunkach zastosowana.

Z tego powodu podjęto prace badawcze nad opracowaniem metod spełniających wymogi specyfiki zbiornika. Centrum Badawcze i Projektowe Miedzi "Cuprum" opracowało metodę EMAS, polegającą na pokryciu plaż zbiornika emulsją bitumiczną. Badania Katedry Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW wykazały, że skuteczną metodą może być deszczowanie, zwiększające siłę spójności miedzy cząsteczkami i tym samym ich odporność na wywiewanie.

Małe zdolności retencyjne odpadów, duża infiltracja oraz duże prędkości wiatrów (trzykrotnie większe na koronie za-

pory w stosunku do terenów otaczających zbiornik) powodują konieczność podawania małych, lecz częstych dawek polewowych. Wydłużenie trwałości zraszania można osiągnąć poprzez dodawanie do rozdeszczowywanej wody substancji strukturotwórczych. Pozytywne rezultaty uzyskano przy testowaniu roztworów wywaru posiarczynowego, wywaru melasowego i syropu skrobiowego. W przeciwieństwie do powłoki bitumicznej roztwory te ograniczają pylenie także w okresie zimy.

Wdrożenie metody EMAS oraz stosowanie deszczowania znacząco ograniczyło pylenie ze składowiska Żelazny Most. Problemem do rozwiązania może być ocena wpływu metody EMAS na zanieczyszczenie środowiska substancjami ropopochodnymi oraz wyeliminowanie zapachów wydzielanych przez substancje strukturotwórcze.

Literatura

EMBLETON C.E., THORNES J.B.1979: *Processes in Geomorphology.* Edward Arnold, London.

GROTOWSKI A. i in.;1992: *Dokumentowanie i ocena skuteczności stabilizacji powierzchni odpadów, realizowanych przy użyciu śmigłowca oraz sprawdzenie możliwości zastosowania nowych substancji stabilizacyjnych.* Cent. Badawczo Projektowe Miedzi "Cuprum", Wrocław.

KELLER E.1982: *Enviromental Geology.* Merrill Pub. Com. Ohio.

PIERZGALSKI E., JEZNACH J.1991: *Koncepcja zabezpieczenia składowiska odpadów kopalni Z.G. Rudna przed pyleniem.* KMRiL SGGW, Warszawa.

PIERZGALSKI E., JEZNACH J.1992: *Określenie warunków pracy maszyny deszczującej typu Rainstar przy stabilizacji powierzchni odpadów w składowisku "Żelazny Most".* Maszynopis KMRiL SGGW, Warszawa.

PIERZGALSKI E., JEZNACH J.1993: *Określenie warunków pracy maszyny deszczującej typu Rainstar przy stabilizacji powierzchni odpadów w składowisku "Żelazny Most".* KMRiL SGGW, Warszawa (maszynopis).

PIERZGALSKI E., JEZNACH J.1994: *Określenie sposobu stabilizacji powierzchni odpadów składowiska "Żelazny Most" w warunkach nadbudowy i " lekkiej zimy".* KMRiL SGGW, Warszawa (maszynopis).

PODSIADLOWSKI S.1994: *Wpływ energii jednostkowej uprawy na strukturę agregatową i erozję pulweryzacyjną gleby lekkiej.* Rocz. AR w Poznaniu, Mel. i Inż. Środ. Nr 14; str. 211–218.

SIENKIEWICZ R.1993: *Stan zanieczyszczeń powietrza w dorzeczu Odry w zależności od cyrkulacji atmosfery.* Zesz. Nauk. AR Inż. Środ. 232, Wrocław.

TWAROWSKI R.,GENDOLLA T.1993: *Chemizm opadów atmosferycznych środkowego dorzecza Odry.* Zesz. Nauk. AR Inż. Środ. 232, Wrocław.

WHITE I.D.,MOTTERSHEAD D.N.,HARRISON S.J. 1992: *Enviromental Systems.* Chapman and Hall, London.

WOLSKI W. 1987: *Opinia o rozbudowie zbiornika Żelazny Most do pojemności 350 mln* m oraz dalszej rozbudowie zbiornika. SITWM, Warszawa (maszynopis).

ZOBEL J. 1992: *Zbiorcze opracowanie wyników pomiarów zanieczyszczeń pyłowych powietrza atmosferycznego w rejonie składowiska odpadów poflotacyjnych "Żelazny Most".* "Proat" Sp.z o.o. Szczecin.

Adresy autorów

J. Jeznach, E. Pierzgalski

Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

J. Lewiński

KGHM Polska "Miedź" SA

59–301 Lublin,

ul. Skłodowskiej-Curie 48

Józef KOC, Helena GAWROŃSKA, Zbigniew WRÓBEL

Wpływ składowania gnojowicy trzody chlewnej w lagunach na stan wód powierzchniowych i podziemnych

Abstract

The influence of slurry storage in the ground reservoirs on the condition of surface and ground waters. The research on the effectiveness of slurry accumulating from big ferms in a ground reservoir system and its influence on the water quality has been conducted. After 15 years of functioning of this system it turned out that the three-ground-reservoir system is sufficient.

As the result of physical, chemical and microbiological processes the reduction of content by 80% dry mas, 91% COD, 94% oxidability, 94% BOD_5, 57% nitrogen, 84% phosphorus, 71% calcium and 82% magnesium in slurry occurred. The content in slurry after stocking was an average: 0,27% dry residue, 0,047% nitrogen, 0,005% phosphorus, 0,024% potassium and it was suitable for grassland sprinkling.

The sediments from the ground reservoirs were characterized by a great concentration of dry residue (16,8%) as well as nutrients. The could be used for organic fertilizers production. Part of organic matter has penetrated into the ground and water. It caused pollution of surface and ground water to such an extent making this water limited for consumption and economy.

Key words: pig slurry, storage in the ground reservoirs, ground water pollution.

Wstęp

Bezściółkowy system chowu inwentarza, szczególnie tuczu trzody chlewnej, funkcjonuje nadal w naszym rolnictwie, a w gospodarstwach wielkotowarowych dominuje. Trudności z utylizacją dużych ilości gnojowicy spowodowały konieczność poszukiwania metod redukcji zawartości substancji organicznych i biogenów w gnojowicy oraz utylizacji tak podczyszczonej gnojowicy (Vetter, Klasik 1972; Koc 1984; Borys, Żyliński 1985). Stosowane dotychczas metody sztucznego oczyszczania gnojowicy, przy bardzo wysokich kosztach tego procesu, nie powodują zmniejszenia ilości zanieczyszczeń w takim stopniu, aby mogła ona być odprowadzana do wód powierzchniowych (Koc 1977; Zeuschner 1985). Wobec tego podstawowym sposobem zagospodarowania gnojowicy jest ciągle rolnicze jej wykorzystanie. Problemy występują głównie w dużych fermach, gdzie do racjonalnego zagospodarowania gnojowicy potrzeba znacznych areałów użytków rolnych, a koszty jej transportu zależą głównie od wielkości rozłogu gruntów nawożonych. Metodą budzącą nadzieję na zmniejszenie areału gleb niezbędnego do utylizacji gnojowicy przy równoczesnej minimalizacji kosztów miało być przetrzymywanie jej w lagunach ziemnych. Podczas

składowania gnojowica podlega procesom fizykochemicznym i mikrobiologicznym, w wyniku których ulega ona rozwarstwieniu na frakcję płynną i osad. Niepokojące są jednak środowiskowe skutki gromadzenia gnojowicy w lagunach ziemnych (Borys, Żyliński 1985). Obawę budzi możliwość przemieszczania związków organicznych i składników rozpuszczalnych do gruntu, a następnie do wód podziemnych. Skutki tego procesu, ze względu na powolny proces migracji zanieczyszczeń w gruncie, mogą być zauważone dopiero po wielu latach. Również usunięcie zanieczyszczeń z gruntu i wód podziemnych jest procesem długotrwałym.

W pracy niniejszej przedstawiono wyniki badań przebiegu procesu składowania gnojowicy w lagunach i przemieszczania zanieczyszczeń z gnojowicy do wód podziemnych.

Materiał i metody badań

Badania przeprowadzono na fermie tuczu trzody chlewnej o cyklu zamkniętym i rocznej produkcji 25 tys. tuczników w Strzebielinie Morskim. Teren, na którym zlokalizowano omawianą fermę, zalicza się w skład Pojezierza Koszalińskiego, mezoregionu Pradolina Łeby-Redy. Pradoliną odpływały wody w okresie zanikania zlodowacenia bałtyckiego. Przepływające wody wywarły główny wpływ na ukształtowanie dna pradoliny, determinując układ stosunków wodnych. Zachodnia część terenu jest odwadniana przez Łebę, wschodnia zaś przez rzekę Redę. Łeba – wpadając do pradoliny – usypała stożek napływowy, u którego podnóża na rzędnej 49 m n.p.m. położone są źródła Redy. W obrębie pradoliny czwartorzędowa warstwa wodonośna zasilana jest lateralnie od strony wysoczyzn oraz przez infiltrację opadów atmosferycznych.

Warstwy wodonośne występują tu pod utworami piaszczystymi o dużej przepuszczalności gruntu (5–15 m/dobę), bez izolacji utworami nieprzepuszczalnymi. Wysoki poziom wód gruntowych powoduje, że warstwa aeracji jest tu bardzo płytka.

Gnojowica z fermy w ilości 390 m^3/dobę tłoczona była rurociągiem długości 2 km do lagun. Do magazynowania gnojowicy wybudowano pięć lagun o łącznej pojemności 286,2 tys. m^3. Laguny między sobą i od sąsiedniego terenu oddzielone są groblami ziemnymi. Dno lagun uszczelniono betonem kładzionym metodą na sucho, a skarpy grobli – płytami betonowymi. W trakcie eksploatacji uszczelnienie to uległo uszkodzeniu.

Badania przebiegu procesu składowania gnojowicy w lagunach oraz jego wpływu na jakość wód powierzchniowych i podziemnych przeprowadzono po 15 latach funkcjonowania systemu. Wody powierzchniowe do badań pobierano z rowu melioracyjnego odprowadzającego wody z przesiąku poziomego z lagun. Jako tło przyjęto skład wód rzeki Łeby. Wody podziemne pobierano z dwu poziomów. W tym celu wykorzystano otwory obserwacyjne – piezometry, zamontowane w latach osiemdziesiątych. Piezometry zamontowane są parami – płytkie zafiltrowane na głębokości 10 m i głębokie zafiltrowane na głębokościach od 32 do 72 m. Jedna para piezometrów usytuowa-

na jest między lagunami, a druga w odległości 500 m, na linii spływu wód podziemnych. Jako tło hydrochemiczne wód wolnych od wpływu gnojowicy przyjęto stan jakości wody z piezometrów zamontowanych po przeciwnej stronie działu wodnego, w strefie odwadnianej przez rzekę Redę. Próby wody do badań pobrano trzykrotnie: 4 czerwca, 7 października i 6 listopada 1991 roku. Wszystkie oznaczenia wykonano zgodnie z Normami Polskimi. Obejmowały one:

- suchą pozostałość przez odparowanie i wysuszenie w 105°C – wagowo,
- pozostałość po prażeniu w 550°C, – wagowo,
- zawiesiny – wagowo,
- tlen rozpuszczony – metodą Winklera,
- odczyn – potencjometrycznie,
- BZT_5 – metodą wprost i metodą rozcieńczeń,
- utlenialność – metodą nadmanganiową,
- ChZT – metodą dwuchromianową,
- azot amonowy – metodą destylacji,
- azotyny – kolorymetrycznie z odczynnikiem Grissa,
- azotany – kolorymetrycznie z kwasem fenolodwusulfonowym,
- azot ogólny – metodą Kjeldahla,
- fosfor fosforanowy – kolorymetrycznie z molibdenianem amonowym,
- fosfor ogólny – kolorymetrycznie z molibdenianem amonowym po uprzedniej mineralizacji,
- żelazo – kolorymetrycznie z rodankiem amonowym,
- mangan – kolorymetrycznie z odczynnikiem rtęciowo-srebrowym,
- wapń – miareczkowo z werseniamem dwusodowym,
- chlorki – metodą Mohra,
- siarczany – metodą wagową.

Wyniki badań

Gnojowica świńska z badanej fermy charakteryzowała się bardzo niską zawartością składników (tab. 1) w porównaniu z danymi literatury (Koc 1977). Niską zawartość suchej masy i składników mineralnych należy przypisać głównie znacznemu jej rozcieńczeniu wodą. Dzienna ilość gnojowicy wynosiła bowiem 150 dm^3 od sztuki dużej, tj. trzykrotnie więcej niż w przypadku produkcji z minimalnym (20%) dodatkiem wody używanej do celów higienicznych. Jest to charakterystyczne dla dużych ferm (Koc 1977, 1984). Z nadmiernym rozcieńczeniem wodą związane jest też niższe ChZT, utlenialność i BZT_5 gnojowicy. Pojemność pięciu lagun równa się dwuletniej produkcji gnojowicy. Gnojowica surowa pompowana była do laguny I, a stąd okresowo przepompowywano ją do laguny II i kolejno – III i IV. W związku z tym, że nie wszystkie były użytkowane równocześnie, cały cykl składowania i uzdatniania gnojowicy w lagunach trwał około jednego roku. Związane to było przede wszystkim z możliwościami jej rozdeszczowywania na przeznaczonych do tego celu gruntach rolnych. W okresie składowania gnojowicy zachodzą w niej procesy prowadzące do redukcji zawartości substancji organicznych i mineralnych (tab. 1 i 2). Dane przedstawione w tych tabelach wskazują, że składowanie gnojowicy w lagunach powoduje znaczną redukcję zawartości substancji organicznych i mineralnych. Powodowane to jest zachodzącymi w gnojowicy procesami

TABELA 1. Skład chemiczny gnojowicy

Wskaźnik	Jednostka miary	Gnojowica surowa	Gnojowica po składowaniu, z laguny			
			I	II	III	IV
Sucha masa	%	1,30	0,496	0,339	0,259	0,269
ChZT	mg O_2/dm^3	13274	2009	1246	682	1211
Utlenialność	mg O_2/dm^3	6280	1400	520	320	407
BZT_5	mg O_2/dm^3	5521	594	398	208	312
Popiół	%	0,177	0,161	0,150	0,123	0,122
C ogółem	%	0,448	0,122	0,058	0,026	0,041
N ogółem	%	0,110	0,078	0,065	0,034	0,047
$N\text{-}NH_4^+$	%	0,050	0,062	0,054	0,027	0,034
P	%	0,031	0,019	0,007	0,005	0,005
K	%	0,032	0,028	0,026	0,026	0,024
Ca	%	0,021	0,017	0,010	0,008	0,006
Mg	%	0,011	0,008	0,005	0,003	0,002
Na	%	0,012	0,011	0,008	0,007	0,006

TABELA 2. Redukcja wskaźników zanieczyszczeń w poszczególnych lagunach (wartość wskaźnika przy wprowadzeniu gnojowicy do danej laguny = 100)

Wskaźnik	W lagunie				Ogólnie po procesie składowania
	I	II	III	IV	
Sucha masa	62	32	24	–4	80
ChZT	85	38	45	–78	91
Utlenialność	78	63	38	–27	94
BZT_5	89	33	48	–50	94
Popiół	9	7	18	1	31
C ogółem	73	52	55	–58	91
N ogółem	31	17	48	–38	57
$N\text{-}NH_4$	–24	13	50	–26	32
P	39	63	29	0	84
K	12	7	1	8	25
Ca	19	41	20	25	71
Mg	28	37	40	50	82
Na	8	27	12	14	50

fizycznymi (sedymentacja i flotacja), chemicznymi (utlenianie) i mikrobiologicznymi (głównie rozkład wielkocząsteczkowych związków organicznych do związków prostych). Prowadzi to z jednej strony do rozdziału gnojowicy na osad, warstwę płynną i tak zwany kożuch, z drugiej zaś do zmniejszenia koncentracji poszczególnych składników w płynnej gnojowicy.

W omawianym obiekcie największą redukcję zanieczyszczeń uzyskano w lagunie I. Zawartość substancji organicznych zmniejszyła się o 73–89%, azotu o

31%, fosforu o 39% i pozostałych makroskładników o 8–28%. Spadek zawartości ogółem azotu przy równoczesnym wzroście koncentracji azotu amonowego jest potwierdzeniem beztlenowego kierunku przemian w gnojowicy przetrzymywanej w tej lagunie. Warstwę płynną z laguny I przepompowywano do laguny II, a następnie III. W lagunach tych sedymentacja odgrywała już mniejszą rolę, o czym świadczy niewielka warstwa osadów, dominującą rolę odgrywały zaś procesy rozkładu w tym mineralizacja. Wskazuje na to wysoka redukcja wskaźników substancji organicznych (ChZT odpowiednio o 38 i 45%, BZT_5 o 33 i 48%, węgla o 52 i 55%), azotu ogółem (o 17 i 47%). Równocześnie występująca redukcja fosforu (o 63 i 29%), wapnia (o 41 i 20%) i magnezu (o 37 i 40%) jest wynikiem procesów wytrącania i sedymentacji osadów.

Ostateczny proces podczyszczania gnojowicy następował w lagunie IV. Dane przedstawione w tabeli 1 i 2 wskazują na nieco odmienny charakter zachodzących tu przemian. Wprawdzie nadal występowało wytrącanie i sedymentacja osadów (redukcja zawartości składników popielnych), lecz istotną rolę zaczęły odgrywać już procesy syntezy (wzrost wskaźników substancji organicznej i azotu).

Cały proces składowania gnojowicy w lagunach powodował bardzo wysoką redukcję zanieczyszczeń organicznych: BZT_5 (94%), utlenialność (94%) i ChZT (91%) (por. tabela 2). Znaczna była również redukcja suchej masy (80%) fosforu (84%), magnezu (82%), i wapnia (71%). Niska była natomiast redukcja składników łatwo rozpuszczalnych (sód, potas), które wiązane były głównie w procesach biologicznych. Redukcaj azotu wynosiła 57%. Azot ulegał wytrącaniu w osadach i zatrzymaniu w komórkach mikroorganizmów oraz utlenianiu. Z chwilą gdy znalazł się on w minimum, następowała asymilacja tego składnika z powietrza.

W rozpatrywanym obiekcie uzyskano wysoką sprawność systemu lagun, znacznie przewyższającą efekty, jakie podają inni autorzy (Porczyńska i in. 1979). Wynika to prawdopodobnie ze stopniowania przebiegu procesu. Uzyskana redukcja zanieczyszczeń jest porównywalna z efektami osiąganymi w oczyszczalniach gnojowicy (Koc 1977). Gnojowicę z laguny III i IV można wprawdzie uznać za podczyszczoną, jednak z uwagi na zbyt wysokie stężenia i ładunki substancji organicznej, biogenów i soli (tab. 1) nie może ona być odprowadzana do wód powierzchniowych.

Gnojowica po składowaniu w lagunach posiada natomiast właściwości fizyczne i chemiczne, kwalifikujące ją do rozdeszczowywania na uprawach rolnych. Dawki roczne i polewowe powinny być ustalane na podstawie zapotrzebowania roślin na azot, gdyż spośród podstawowych składników pokarmowych roślin (NPK) występuje on w największych ilościach. Stosunek N:P:K w podczyszczonej gnojowicy odbiega znacznie od wymagań roślin uprawnych. W stosunku do ilości azotu występują niedobory fosforu i potasu. Składniki te powinny być uzupełnione poprzez nawożenie.

Wytrącone z gnojowicy zawiesiny gromadziły się głównie w lagunie I. Wytworzony osad swoją konsystencją przy-

pomina surowe osady ściekowe, zaś składem chemicznym zbliżony jest do nawozów organicznych (tab. 3). Stosowanie jego w stanie surowym byłoby jednak niewskazane ze względu na półpłynną konsystencję, dużą objętość i uwodnienie, zwiększające koszty transportu. Ponadto w osadach tych stwierdzono niedobór potasu w stosunku do azotu i fosforu.

Obliczona na podstawie objętości i gęstości ilość wytrąconych osadów po 15 latach funkcjonowania całego systemu wynosiła około 80 tys. ton. Z przeprowadzonego przybliżonego bilansu składników wynika, że w osadach znajdowała się tylko część składników wytrąconych z gnojowicy. Z całkowitej ilości zredukowanej w lagunach w osadach znajdowało się 60% suchej masy, 46% węgla i 35% azotu. Można przyjąć, że główną drogą ubytku substancji organicznych była mineralizacja do składników lotnych. Przemieszczanie się produktów przemian związków organicznych do gruntu pod lagunami było procesem drugorzędnym. Niepokojące jest natomiast zjawisko, że tylko część popiołu wytrąconego z gnojowicy stwierdzono w osadach. Ze składników mineralnych jedynie fosfor i wapń pozostały w nich w 90%. Takie składniki, jak sód, potas, i magnez zostały zatrzymane w osadach w niewielkich ilościach, odpowiednio: 3, 14 i 25%. Jedyną drogą ubytku składników popielnych mogło być ich przemieszczenie do gleby i wód gruntowych.

Przeprowadzone badania wody rowu melioracyjnego wykazały znaczną koncentrację substancji organicznych i związków biogennych (tab. 4). Wody wypływające z terenu między lagunami i obok lagun charakteryzowały się 2–7-krotnie wyższymi wskaźnikami zanieczyszczenia substancją organiczną niż rzeka Łeba, zbierająca wody ze zlewni o zbliżonej budowie geologicznej, przyjęta jako tło porównawcze. Jeszcze wyższy był wzrost koncentracji biogenów: w przypadku fosforu 24-krotny, azotu 52-krotny. Azot w wodzie rowu melioracyjnego znajdował się głównie w formie amonowej, fosfor zaś w postaci organicznej.

Także skład chemiczny wód podziemnych pod lagunami różnił się znacznie od tła hydrochemicznego. Dotyczy to zarówno I poziomu wodonośnego, jak i

TABELA 3. Skład chemiczny osadów z lagun

Oznaczenie	Zawartość % świeżej masy	Ilość zgromadzona w osadach (t)	Roczna kumulacja	
			(t)	% wytrąceń
Sucha masa	16,81	13448	897	60
C ogółem	5,08	4064	271	46
N ogółem	0,60	480	32	35
P	0,63	504	33,6	90
K	0,03	24	1,6	14
Ca	0,31	247	16,5	89
Mg	0,06	48	3,2	25
Na	0,005	4	0,27	3

TABELA 4. Wpływ składowania gnojowicy w lagunach na skład chemiczny wód powierzchniowych

Wskaźnik	Jednostka miary	Rów melioracyjny	Rzeka Łeba
Sucha pozostałość	mg/dm^3	516,4	234,4
Pozostałość po prażeniu	mg/dm^3	376,1	194,2
Straty po prażeniu	mg/dm^3	140,3	40,2
Zawiesiny	mg/dm^3	45,5	36,0
ChZT	mg O_2/dm^3	1116,0	26,0
Utlenial. nadmanganianu	mg O_2/dm^3	49,6	6,4
BZT_5	mg O_2/dm^3	8,0	1,2
Azot amonowy	mg N/dm^3	68,79	0,29
Azot azotynowy	mg N/dm^3	0,130	0,011
Azot azotanowy	mg N/dm^3	2,67	0,48
Azot organiczny	mg N/dm^3	29,00	1,14
Azot ogólny	mg N/dm^3	100,65	1,95
Fosfor fosforanowy	mgP/dm^3	0,707	0,063
Fosfor organiczny	mg P/dm^3	1,449	0,028
Fosfor ogólny	mg P/dm^3	2,155	0,091
Wapń	mg Ca/dm^3	60,5	64,3
Żelazo	mg Fe/dm^3	2,91	0,25
Mangan	mg Mn/dm^3	0,06	n.w.
Chlorki	mg Cl/dm^3	41,3	8,0
Siarczany	mg SO_4/dm^3	57,4	19,7

wód głębinowych (tab. 5). W wodach tych nastąpił znaczny spadek ilości rozpuszczonego tlenu. Badania wód podziemnych na linii ich spływu w odległości kilkuset metrów od lagun i terenów nawożonych gnojowicą wykazały tylko częściową odbudowę zapasu tlenu.

W wodach I poziomu pod lagunami nastąpił silny wzrost ilości substancji organicznej, co obrazowała brunatna ich barwa i potwierdził 16-krotny wzrost BZT_5 oraz 4,5-krotny wzrost ChZT i 4-krotny wzrost utlenialności. Bardzo znacznie wzrosła ilość azotu (52-krotnie) i fosforu (12-krotnie). Gromadzenie się fosforu, głównie w formie organicznej i azotu w formie amonowej, przy niewielkim udziale azotanów, potwierdza wykazane wcześniej beztlenowe warunki w wodach pod lagunami. Wskaźnikiem zanieczyszczenia tych wód jest też duży wzrost zawartości chlorków, siarczanów i żelaza. Na możliwość przemieszczania się wód podziemnych substancji organicznych, fosforu i azotu amonowego, uważanych za dobrze sorbowane przez gleby, wskazują wyniki wcześniejszych prac (Koc i in. 1993, 1994). Przemieszczaniu ich sprzyja mała pojemność sorpcyjna gleb, dobra ich przepuszczalność i wysoki poziom wód gruntowych. Zanieczyszczenie wód podziemnych I poziomu nastąpiło na znacznym obszarze, potwierdzeniem tego jest podwyższona zawartość substancji organicznych i biogennych w wodach z piezometru, oddalonego od lagun o 500 m. Wartości te były znacznie niższe niż w wodach występujących bezpośrednio pod lagunami. Spowodowane to zostało przede wszystkim ich rozcieńczeniem. Utrzymujący się wciąż duży udział formy organicznej fo-

sforu (41%) oraz organicznego azotu (56%) i azotu amonowego (35%) wskazuje na niedotlenienie tych wód. Zanieczyszczenie wód głębinowych pod lagunami było już znacznie mniejsze, lecz i tu stwierdzono wzrost zawartości substancji organicznej, azotu amonowego i azotanów (tab. 5)

Stwierdzone pogorszenie jakości wód powierzchniowych i podziemnych spowodowane zostało niewątpliwie składowaniem gnojowicy w lagunach. Zastosowane w nich uszczelnienie betonowe okazało się niewystarczające dla zapobieżenia przemieszczaniu zanieczyszczeń do gruntu, wód powierzchniowych i podziemnych. Sprzyja temu duża przepuszczalność utworów pod lagunami i płytka strefa aeracji. Niska jakość wód podziemnych na tym obszarze, wynikająca z uwarunkowań geologicznych (Górski, Błaszczyk 1995) uległa dalszemu pogor-

TABELA 5. Wpływ składowania gnojowicy w lagunach na skład chemiczny wód podziemnych

Wskaźnik	Jednostka	Piezometry płytkie			Piezometry głębokie		
		kontrola	pod lagunami	na linii spływu wód podziemnych	kontrola	pod lagunami	na linii spływu wód podziemnych
Sucha pozostałość	mg/dm^3	267,9	416,2	294,8	175,6	232,9	128,9
Pozostałość po prażeniu	mg/dm^3	228,2	266,5	243,5			
Straty po prażeniu	mg/dm^3	39,7	84,2	51,3	25,8	29,7	17,3
Zawiesina	mg/dm^3	17,1	38,0	36,1	27,2	23,8	23,7
Substancje rozpuszczalne	mg/dm^3	224,3	378,0	258,7	174,9	207,1	105,2
ChZT	$mg\ O_2/dm^3$	22,1	98,9	21,2	18,2	23,2	22,2
BZT_5	$mg\ O_2/dm^3$	1,0	16,5	1,2	1,3	0,7	1,1
Utlenialność	$mg\ O_2/dm^3$	10,1	41,6	12,3	9,1	9,6	7,5
$N\text{-}NH_4$	$mg\ N/dm^3$	0,23	82,1	1,06	0,08	0,43	0,28
$N\text{-}NO_2$	$mg\ N/dm^3$	0,002	0,008	śl.	0,003	0,002	0,001
$N\text{-}NO_3$	$mg\ N/dm^3$	0,18	0,69	0,28	0,23	0,27	0,19
N-org.	$mg\ N/dm^3$	1,47	10,94	1,70	0,84	0,63	1,43
N-og.	$mg\ N/dm^3$	1,89	97,78	3,04	1,47	1,25	1,90
$P\text{-}PP_4^{-3}$	$mg\ P/dm^3$	0,11	0,47	0,07	0,08	0,08	0,05
P-og.	$mg\ P/dm^3$	0,14	1,66	0,12	0,10	0,11	0,06
Ca^{+2}	$mg\ Ca/dm^3$	70,9	40,4	76,2	49,0	63,3	23,8
Cl-	$mg\ Cl/dm^3$	9,0	19,7	16,0	10,0	10,0	9,0
SO_4^{-2}	$mg\ SO_4/dm^3$	16,5	7,0	41,2	17,1	27,9	8,4
Fe	$mg\ Fe/dm^3$	2,95	14,24	5,96	2,10	4,43	2,89
Mn	$mg\ Mn/dm^3$	0,33	0,23	0,16	n.w	0,44	śl.
Tlen rozpuszczony	$mg\ O_2/dm^3$	0,8	0,3	1,2	6.4	0,7	1,7

szeniu wskutek składowania gnojowicy w łagunach. Wartości składników zanieczyszczeń osiągnęły poziom znacznie przekraczający wartości dopuszczalne dla III, najniższej klasy czystości wód (Błaszczyk, Macioszczykowa 1993; Dyrekt. Wspól. Eur. 1993).

Lokalizacja fermy i łagun w terenie o specyficznych walorach przyrodniczych była szczególnie nietrafna. Usytuowanie jej w pobliżu źródeł rzeki stanowiącej zaopatrzenie w wodę dużego miasta i pobliżu rzeki bezpośrednio wpadającej do morza stanowi zgarożenie katastrofą ekologiczną.

Podsumowując można stwierdzić, że składowanie gnojowicy w łagunach, a następnie rolnicze wykorzystanie jest dość dobrą metodą jej utylizacji. Wymaga to jednak odpowiedniego uszczelnienia łagun, uniemożliwiającego przedostawanie się zanieczyszczeń do wód powierzchniowych i podziemnych. Lokalizowanie ich na gruntach nieprzepuszczalnych i o niskim poziomie wód gruntowych dodatkowo zabezpieczy przed zanieczyszczeniem wód.

Wnioski

1. Przechowywanie gnojowicy w systemie 3–4 łagun pozwala na wysoką redukcję zawartości substancji organicznej i biogenów, co wydatnie zmniejsza niezbędny areał pól rolniczego jej wykorzystania. Gnojowica ta nie może być odprowadzana do wód z powodu zbyt wysokich koncentracji i ładunków substancji organicznych, biogenów i soli.

2. Gnojowica po składowaniu w łagunach nadaje się do rozdeszczowywania i może w pełni pokryć zapotrzebowanie roślin na azot. Uzupełnić należy fosfor i potas do poziomu zapotrzebowania roślin.

3. Wytrącone w łagunach z gnojowicy osady mają wysoką wartość nawozową i mogą być wykorzystane do przerobu na nawozy organiczne.

4. Uszczelnienie betonem łagun do magazynowania gnojowicy jest nieskuteczne. Nie zabezpiecza przed przemieszczaniem substancji organicznej i biogenów od wód powierzchniowych i podziemnych.

5. Zanieczyszczenie wód podziemnych pod łagunami, spowodowane brakiem odpowiednich uszczelnień, prowadzić może do ich degradacji.

Literatura

BORYS K., ŻYLIŃSKI S. 1985: *Zmiany jakości wód gruntowych i powierzchniowych w rejonie wybranych ferm bydła. Ścieki i odpady w rolnictwie a ochrona środowiska.* PZITS, Słupsk, 157–172.

BŁASZCZYK T., MACIOSZCZYKOWA A. 1993: *Klasyfikacja jakości zwykłych wód podziemnych dla potrzeb monitoringu środowiska.* PIOŚ.

Dyrektywa Rady Wspólnot Europejskich z 15 lipca 1980 dotycząca jakości wody przeznaczonej do konsumpcji przez ludzi. 1993: GWTS 4; 94–110.

GÓRSKI J., BŁASZCZYK T. 1995: *Waloryzacja zasobów wód podziemnych.* Gospodarka Wodna 1; 9–11.

KOC J. 1977: *Zawartość składników nawozowych w osadach z oczyszczalni gnojowicy trzody chlewnej. Stan i kierunki badań nad wykorzystaniem gnojowicy do celów nawozowych.* PAN, ART Olsztyn, 11–16.

KOC J. 1984: *Problemy ochrony środowiska związane z budową ferm bezściółkowych i rolniczym wykorzystaniem gnojowicy.* Rolnictwo, Gdańsk-Elbląg 46 (3); 11–20.

KOC J., WRÓBEL Z., GAWROŃSKA H. 1993: *Wpływ stosowania podczyszczonej gnojowicy trzody chlewnej na fizyko-chemiczne właściwości gleb.* Zesz. Nauk. AR w Krakowie 227; 331–341.

KOC J., GAWROŃSKA H., WRÓBEL Z. 1994: *Wpływ stosowania podczyszczonej gnojowicy trzody chlewnej na zawartość fosforu w glebie.* Prace Nauk. AE Wrocław, Chemia 677; 22–31.

KUTERA J. 1978: *Wykorzystanie ścieków i gnojowicy w rolnictwie a* ochrona środowiska. Mat. konf. IMUZ, 367–393.

PORCZYŃSKA E., RYBIŃSKI J., SIWICKI J.1979: *Wstępne oczyszczanie gnojowicy w stawie beztlenowym. Odprowadzanie i oczyszczanie ścieków i odpadów w rolnictwie a ochrona środowiska.* PZITS, Słupsk, 127–146.

VETTER H., KLASIK A. 1972: *Untersuchungen zu den Grenzen der Anwendung von Schweine- und Huhnergulle.* Landw. Forsch., Sonderheft. 27; 122–134.

ZEUSCHNER J. 1985: *Modernizacja oczyszczalni gnojowicy typu Vidus. Ścieki i odpady w rolnictwie a ochrona środowiska.* PZITS, Słupsk, 211–226.

Adresy autorów

J. Koc, H. Gawrońska, Z. Wróbel

Katedra Chemii i Technologii Wody i Ścieków

ART w Olsztynie

10–741 Olsztyn-Kortowo, bl. 19, Plac Łódzki 2

Eugeniusz KODA, Zygmunt KRZYWOSZ

Badania nad wykorzystaniem kompostu z odpadów miejskich do produkcji trawiastych mat kompostowo-geotekstylnych

Abstract

Municipal waste compost utilisation for compost-geotextile lawns production. Traditional methods of stabilisation of slops with high inclination are often ineffective and too expensive. The stabilisation of old disposal slopes with the use of compost-geotexitle lawns is proposed in the paper. Different variants of compost-sand mix and composition of grass grains were used for lawns production. Geonets and non-woven fabrics were applied as reinforcing material. In the course of lawns production grass was irrigated with technological coming from Radiowo compostory. The compost geotextile lawns are a proper products for remedial works on waste disposals and abandoned areas.

Key words: biologic revetments, lawns, geotextiles, remedial works.

Wstęp

Tradycyjne metody biologicznej stabilizacji skarp budowli ziemnych, składowisk (wysypisk, hałd) odpadów przemysłowych i komunalnych, silnie erodowanych naturalnych zboczy za pomocą obsiewu lub darniowania w wielu przypadkach są nieskuteczne, a obecnie obowiązujące przepisy prawne związane z ochroną środowiska ograniczają możliwości pozyskiwania darniny. Także użytkownicy już zagospodarowanych użytków zielonych z reguły nie wyrażają zgody na wycinanie darniny, gdyż wymaga to ponownego zagospodarowania terenu i wyłączenia go na dłuższy okres z użytkowania. Często też w pobliżu miejsc, gdzie prowadzone są roboty ziemne i umocnieniowe, nie ma terenów zadarnionych i zachodzi konieczność dowożenia darniny z dużych odległości, co podnosi koszt wykonania robót. W związku z powyższym podjęto prace badawcze dotyczące wykonania poletka doświadczalnego dla oceny możliwości wykorzystania kompostu z odpadów komunalnych do produkcji trawiastych mat kompostowo-geotekstylnych, które mogłyby zastąpić darninę oraz w sposób skuteczny umożliwić biologiczną stabilizację skarp wykopów, nasypów i zboczy, szczególnie o dużych pochyleniach.

W pracy wykorzystano wyniki badań z projektu badawczego nr 5 S308 050 06, kierowanego przez współautora opracowania (Krzywosz 1995). Maty trawiaste są typowymi geokompozytami wykonanymi z trzech podstawowych składników: materiału wzmacniającego, substratu i odpowiednio dobranej mieszanki traw.

W miejsce proponowanego wcześniej substratu (piasek, torf, kompost ogrodniczy) zastosowano kompost z odpadów miejskich (uszlachetniony) produkowany w Kompostowni "Radiowo" (Zakład Utylizacji Odpadów Komunalnych E-13, MPO).

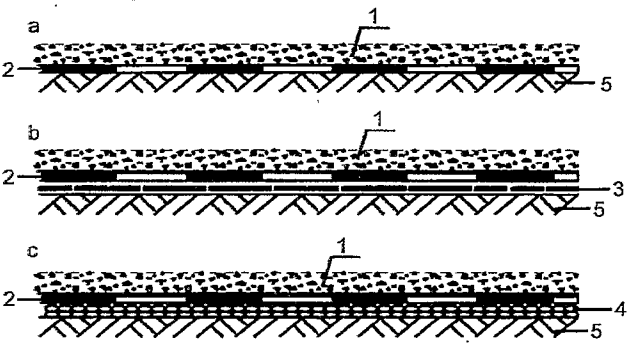
W porównaniu z tradycyjnymi metodami umacniania skarp, wykopów, nasypów i naturalnych zboczy proponowana technologia dotyczy produkcji wzmocnionych mat trawiastych poza miejscem wbudowania. W omawianym przypadku maty produkowano na podłożu z betonu, stosując jako wzmocnienie produkty geosyntetyczne oraz substrat na bazie kompostu z odpadów komunalnych. Badania na poletku doświadczalnym wykonano przy współpracy firmy "Geoteko" i Miejskiego Przedsiębiorstwa Oczyszczania w Warszawie.

Znane technologie

Dotychczas najczęściej stosowaną technologią biologicznej zabudowy skarp jest rozłożenie warstwy humusu na powierzchni skarpy, obsianie specjalnie dobraną mieszanką traw i wałowanie. Znane są także rozwiązania polegające na rozłożeniu na powierzchni skarpy geowłókniny lub maty z włókien konopnych (Jędryka i in. 1989), przykryciu ich warstwą humusu, obsianiu mieszanką traw i przywałowaniu. Stosuje się także podobne technologie, różniące się tym, że nasiona traw wysiewa się bezpośrednio na skarpę pod geowłókninę lub matę. Ostatnio (Nazaruk i in. 1993) pojawiły się na rynku geowłókniny (biowłókniny) i maty z włókien lnianych, zawierające w swej strukturze odpowiednio dobrane nasiona traw. Wyżej wymienione materiały układa się na wyrównanej powierzchni skarpy i przykrywa cienką warstwą humusu. Maty i geowłókniny przymocowuje się do podłoża szpilkami drewnianymi lub metalowymi.

Przedstawione technologie mają tę wadę, że w przypadku wystąpienia niekorzystnych warunków atmosferycznych (susza, silne wiatry lub gwałtowne opady) często dochodzi do wywiewania lub spłukiwania nasion z pochyłych powierzchni umacnianych skarp. Uzyskanie równomiernej, gęstej runi, dobrze umacniającej podłoże, często wymaga podsiewu lub powtórnego obsiewu, co podwyższa koszty robót. Także rozkładanie i wyrównywanie humusu na pochyłych skarpach jest dużym utrudnieniem technologicznym.

W związku z powyższym, w ramach projektu badawczego nr 5S 308 050 06 podjęto prace badawcze związane z produkcją dywanów trawiastych, które mogłyby zastąpić darninę oraz w sposób skuteczny umożliwić biologiczną stabilizację skarp wykopów, nasypów i zboczy. Na poletkach doświadczalnych SGGW (Krzywosz 1995; Krzywosz i Matusiewicz 1995) wyprodukowano próbną partię dywanów na trzech podłożach (każde po 250 m^2), tj. na gruncie (rys. 1a), folii (rys. 1b) i asfalcie (rys. 1c). Zastosowano pięć rodzajów materiałów wzmacniających (geotekstyliów), pokrytych 1 cm (po wałowaniu) warstwą substratu glebowego (torfowo-piaskowego) obsianego różnymi mieszankami traw. Skład gatunkowy proponowanych mieszanek, złożony głównie z traw, dostosowany został do



RYSUNEK1. Podłoża pod dywany trawiaste: a – grunt, b – folia, c – asfalt; 1 – substrat glebowy, 2 – geotekstylia, 3 – folia, 4 – asfalt, 5 – grunt rodzimy

założonych w eksperymencie badawczym odmiennych warunków glebowych, tj. do gleb piaszczystych, zwięzłych (gliniastych) i organicznych. Do mieszanek wykorzystano gatunki i odmiany krajowe wykazujące się określoną amplitudą ekologiczną, charakteryzujące się dobrym krzewieniem oraz zalecane na trawniki lub pastwiska. Po osiągnięciu przez trawy pełni krzewienia (1–2 miesięcy) zrolowane dywany trawiaste przetransportowano na miejsce przeznaczenia i wbudowywano.

Na podstawie analizy wyników badań stwierdzono (Krzywosz 1995), że pokrycie runią powierzchni badawczych jest zróżnicowane i zależne w głównej mierze od tego, czy geotekstylia położone były bezpośrednio na gruncie, folii czy też asfalcie. Najlepsze zadarnienie zaobserwowano na powierzchniach położonych bezpośrednio na asfalcie, a najmniejsze w gruncie, i to niezależnie od rodzaju użytych do doświadczeń mieszanek trawnikowych czy też rodzaju produktów geosyntetycznych. Najwyższą jakość darni mierzoną stopniem zadarnienia stwierdzono na powierzchniach badawczych zlokalizowanych na asfalcie, a podstawowym składnikiem darni powierzchni badawczych są gatunki wsiewane.

Charakterystyka materiałów zastosowanych na poletku doświadczalnym w Radiowie

Poletko doświadczalne produkcji mat kompostowo-geotekstylnych założono na udostępnionej przez MPO części placu dojrzewania kompostu (etap I). Jako materiał wzmacniający (Koda i Krzywosz 1995) zastosowano geowłókninę igłowaną oraz geosiatkę, których podstawowe parametry fizyczne, hydrauliczne i mechaniczne przedstawiono w tabeli 1.

Zadaniem geosyntetycznego wzmocnienia jest konsolidacja poszczególnych elementów maty, polepszenie jej parametrów wytrzymałościowych i hydraulicznych oraz ochrona przeciwerozyjna skarpy po zabudowaniu. Natomiast porowata struktura geowłókniny lub geosiatki umożliwia łatwe przenikanie przez nią systemu korzeniowego traw do podłoża. Przy doborze materiału wzmacniającego brano pod uwagę właściwości mechaniczne oraz surowiec zastosowany do produkcji. Zastosowanie materiałów

TABELA 1. Parametry geosyntetycznych produktów wzmacniających

Parametry	Jednostki	Geowłóknina	Geosiatka
Masa powierzchniowa	g/m^2	195	82
Skład surowcowy	%	100% PP*	100% PP*
Szerokość pasma	m	2,0	1,3
Współczynnik wodoprzepuszczalności poprzecznej	cm/s	1,16	∞
Wytrzymałość na granicy zerwania:			
• osnowa (wzdłuż)	daN/5 cm	13,0	64,0
• wątek (wszerz; poprzecznie)	daN/5 cm	15,0	32,0
Wydłużenie na granicy zerwania:			
• osnowa	%	222	30
• wątek	%	139	40

* PP – polipropylen

polipropylenowych gwarantuje długotrwałe utrzymanie tych właściwości nawet w agresywnym środowisku na wysypisku odpadów komunalnych. Substratem była mieszanina piasku i kompostu uszlachetnionego z odpadów komunalnych w odpowiednim stosunku objętościowym. Zastosowano także wariant z czystym kompostem, którego wyniki badań jakości przedstawiono w tabeli 2.

Biorąc pod uwagę doświadczenia osób stosujących kompost uszlachetniony, na warstwę substratu zastosowano kompost w trzech następujących proporcjach objętościowych:

- 1:1 (1 część piasku + 1 część kompostu),
- 1:2 (1 część piasku + 2 części kompostu),
- czysty substrat (100% kompostu uszlachetnionego).

Na poletko o powierzchni 1050 m^2 zużyto około 18,0 m^3 (14,4T) kompostu i około 14,0 m^3 (16,7T) piasku. Do wymieszania poszczególnych składników wykorzystano maszynę Kompostmat 3,47 firmy BACKHUS udostępnioną przez kierownictwo Kompostowni.

Zastosowano trzy typy mieszanek traw (%) o następującym składzie:

Typ pastwiskowy (MP): kostrzewa łąkowa (Skrzeszowicka) – 23%, kostrzewa czerwona (Nakielska) –21%, życica trwała (Argona) – 20%, tymotka łąkowa (Skrzeszowicka) – 15%, życica wielokwiatowa (Mitos) – 6%, wiechlina łąkowa (Skrzeszowicka) – 5%, mietlica biaława (Zigma) – 5%, koniczyna biała (Bitunaj) – 5%

Typ trawnikowy (MT): życica trwała (Nadmorski) – 45%, kostrzewa czerwona (Nakielska) – 30%, wiechlina łąkowa (Skrzeszowicka) – 16%, życica westerwoldzka (Motycki) – 6%, mietlica biaława (Polnom) – 3%

Typ gazonowy (G): życica trwała (Neuman) – 41%, kostrzewa czerwona (Leo) – 21%, kostrzewa czerwona (Rubina) – 11%, wiechlina łąkowa (Esto) – 27%

TABELA 2. Ocena jakości kompostu uszlachetnionego z odpadów miejskich (na podstawie badań Geoteko)

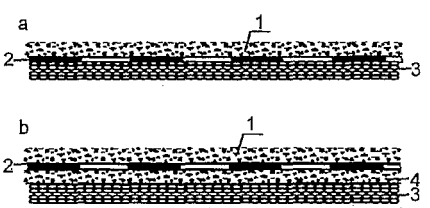
Cecha	Wynik	Klasy jakości wg BN-89/9103-09		
		I	II	III
Zawartość substancji organicznej (% s.m.)	61,0	40	30	20
Zawartość węgla organicznego (% s.m.)	36,4	18	13	8
Zawartość azotu organicznego (% s.m.)	1,26	0,8	0,6	0,3
Zawartość fosforu (% P_2O_5 w s.m.)	0,62	0,6	0,4	0,3
Zawartość potasu (% K_2O w s.m.)	0,36	0,2	0,1	0,1
Zawartość wapnia (mg/l kompostu)	4400	–	–	–
Zawartość magnezu (mg/l kompostu)	339	–	–	–
Zawartość chlorków (mg/l kompostu)	1780	–	–	–
Zasolenie (g KCl/l)	9,60	–	–	–
Zawartość azotu azotanowego (NO_3) (mg/l komp.)	27,0	–	–	–
Zawartość azotu amonowego (NH_4) (mg/l komp.)	245	–	–	–
Odczyn (pH w H_2O)	7,1	6,5–8	6,5–8	6,0–9
Zawartość wody (%)	38,5	25–40	25–40	50
Zawartość szkła i ceramiki (% w s.m.)	1,8	0,5	1,0	2,0
Zawartość metali ciężkich				
Kadm (Cd) (mg/kg s.m.)	12,1	5	15	25
Chrom (Cr) (mg/kg s.m.)	35	300	500	800
Miedź (Cu) (mg/kg s.m.)	252	300	600	800
Nikiel (Ni) (mg/kg s.m.)	67,0	100	200	200
Ołów (Pb) (mg/kg s.m.)	556	350	500	800
Cynk (Zn) (mg/kg s.m.)	1335	1500	2500	2500

Zakładanie poletka doświadczalnego

Maty kompostowo-geotekstylne produkowano w dwóch wariantach (Koda, Krzywosz 1995), tj. z jedną (górną) warstwą substratu oraz z dwiema (górną i dolną) warstwami substratu (rys. 2).

Na podłoże betonowe (3), bez lokalnych przełomów i zagłębień (powinno być zamiecione) rozłożono:

I wariant (rys. 2a): materiał wzmacniający (2) i przykryto dobrze wyrównaną warstwą (1,5–2,0 cm) substratu (1). Po wysianiu odpowiednio dobranej mieszanki traw, grabiami wymieszano nasiona z substratem, wyrównano i przywałowano. Po wałowaniu grubość jednej warstwy przykrywającej (1) materiał wzmacniający (2) wynosiła około 1,0 cm.



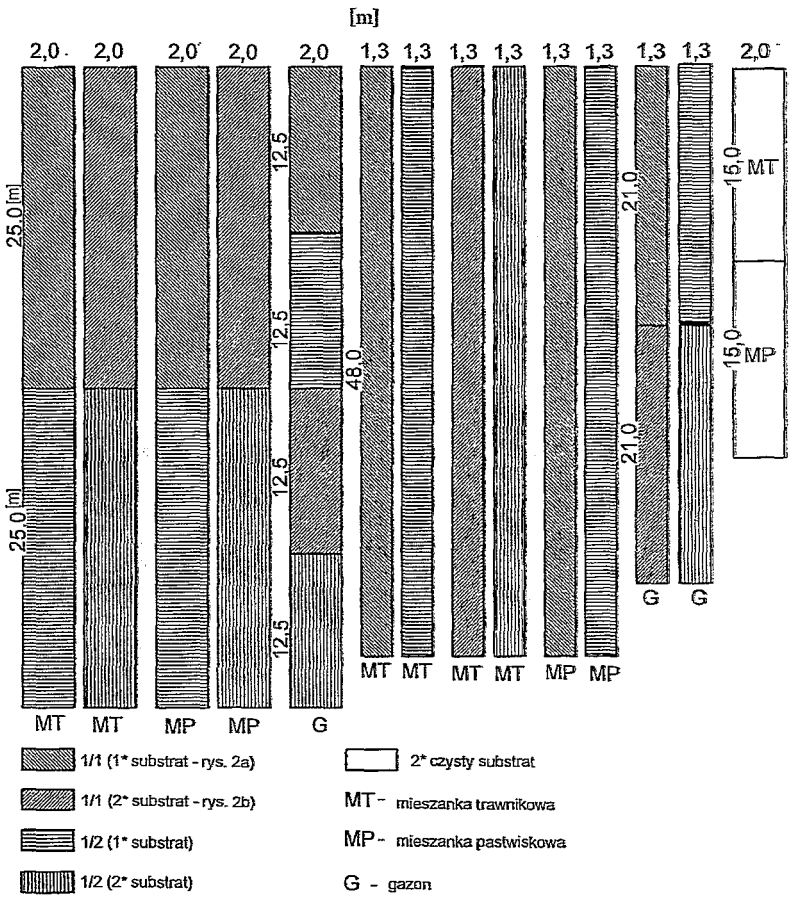
RYSUNEK 2. Przekroje poprzeczne przez maty kompostowo-geotekstylne podczas produkcji na obiekcie Radiowo: a – jedna warstwa substratu, b – dwie warstwy substratu: 1 i 4 – substrat, 2 – geowłóknina lub geosiatka, 3 – beton

II wariant (rys. 2b): wyrównaną warstwę (1,5–2,5 cm) substratu (4). Następnie rozłożono materiał wzmacniający (2) i przykryto dobrze wyrównaną górną

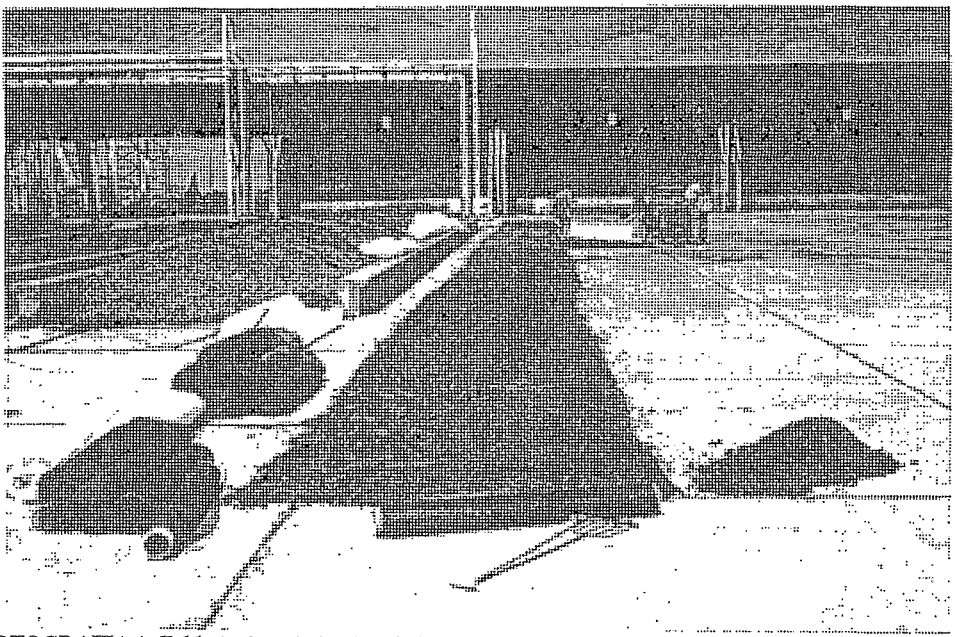
warstwę (1,5–2,0 cm) substratu (1). Po wysianiu odpowiednio dobranej mieszanki traw, grabiami wymieszano nasiona z substratem (1), wyrównano i przywałowano. Po wałowaniu grubość warstwy przykrywającej (1) materiał wzmacniający (2) wynosiła około 1,0 cm, natomiast grubość dolnej warstwy substratu (4) wynosiła około 1,0 cm.

Zakładanie poletka przedstawiono na fotografii 1. Ogólny widok poletka doświadczalnego w okresie wzrostu traw (wysiane typy mieszanek traw na różnych częściach poletka opisano na rys.3) pokazano na fotografii 2.

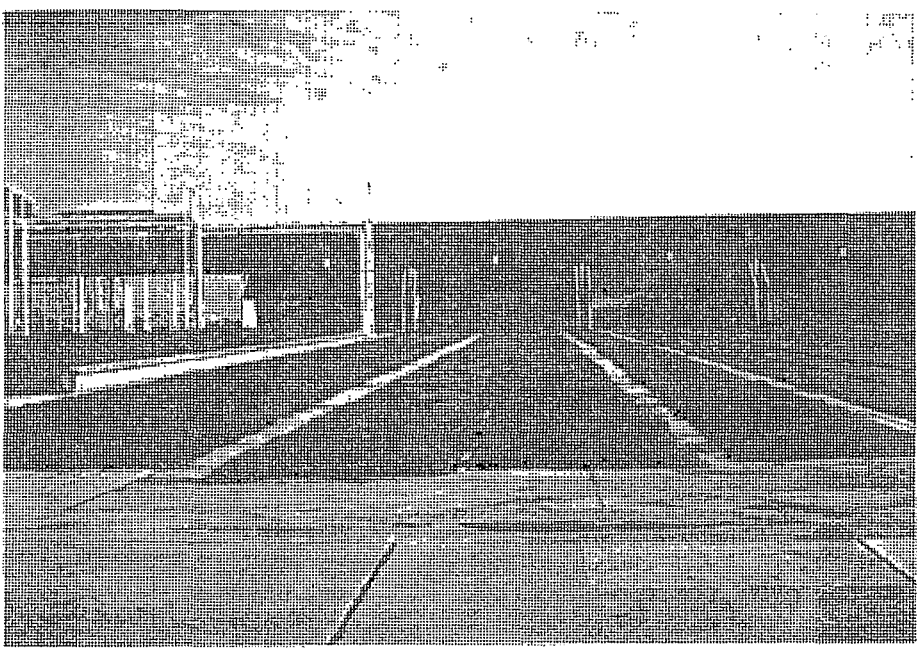
Do podlewania wysianych mieszanek traw wykorzystywano wodę z tzw. sieci technologicznej, pochodzącą z procesu technologicznego produkcji kompostu po wstępnym oczyszczeniu na osadniku piaskowym (tab. 3). Intensywność zraszania uzależniona była od warunków pogodowych. W dniach upalnych (wysokie temperatury powodowały natychmia-



RYSUNEK 3. Schemat poletka doświadczalnego do produkcji mat kompostowo-geotekstylnych



FOTOGRAFIA 1. Zakładanie poletka doświadczalnego na terenie Kompostowni Radiowo



FOTOGRAFIA 2. Stan runi na poletku doświadczalnym przed wbudowaniem

TABELA 3. Skład fizykochemiczny wody technologicznej stosowanej do podlewania mat (wyniki badań udostępnione przez MPO)

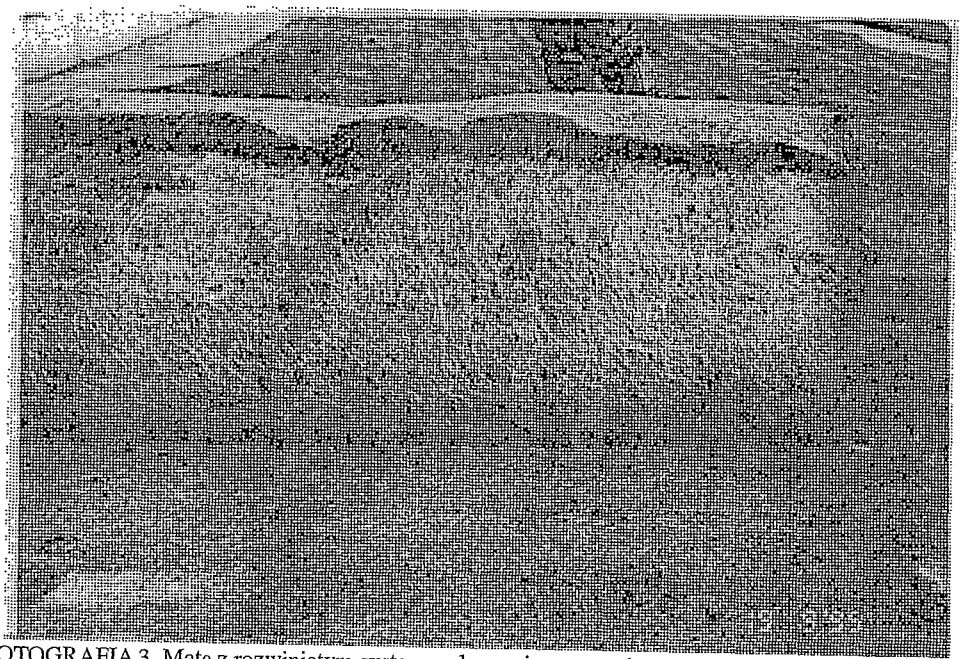
Cecha	Jednostki	Wynik
Odczyn (pH)	–	8,05
Zasadowość	mval/dm^3	12,3
Twardość ogólna ($CaCO_3$)	mg $CaCO_3$/dm^3	590
ChZT ($KMnO_4$)	/mg O/dm^3	56,7
ChZT ($K_2Cr_2O_7$)	mg O/dm^3	628
BZT_5	mg O/dm^3	90,0
Chlorki	mg Cl^-/dm^3	760
Żelazo ogólne	mg Fe/dm^3	0,75
Mangan	mg Mn/dm^3	0,16
Azot amonowy	mg N/dm^3	10,0
Azot azotynowy	mg N/dm^3	4,0
Azot azotanowy	mg N/dm^3	32,0
Tlen rozpuszczony	mg O/dm^3	5,2
Przewodnictwo	ruS/cm	3700
SPC – substancje powierzchniowo czynne	mg/dm^3	n.w.
OWO	mg/dm^3	24,8
Siarczki	mg/dm^3	śl.
Tłuszcze, oleje	mg/dm^3	1,2
Zawiesiny	mg/dm^3	54,6
Ołów	mg Pb/dm^3	0,06
Cynk	mg Zn/dm^3	0,10
Chrom	mg Cr/dm^3	0,03
Kadm	mg Cd/dm^3	n.w.
Nikiel	mg Ni/dm^3	n.w.
Miedź	mg Cu/dm^3	0,02
Arsen	mg As/dm^3	n.w.

stowe parowanie i wysychanie deszczowanych powierzchni) poletko doświadczalne podlewano dwukrotnie (pierwsze w godzinach przedpołudniowych i drugie późnym popołudniem w godz. 17°°–21°°). Dobrze rozwinięty system korzeniowy mat osiągnięto po 6–8 tygodniach od założenia poletka (fot. 3).

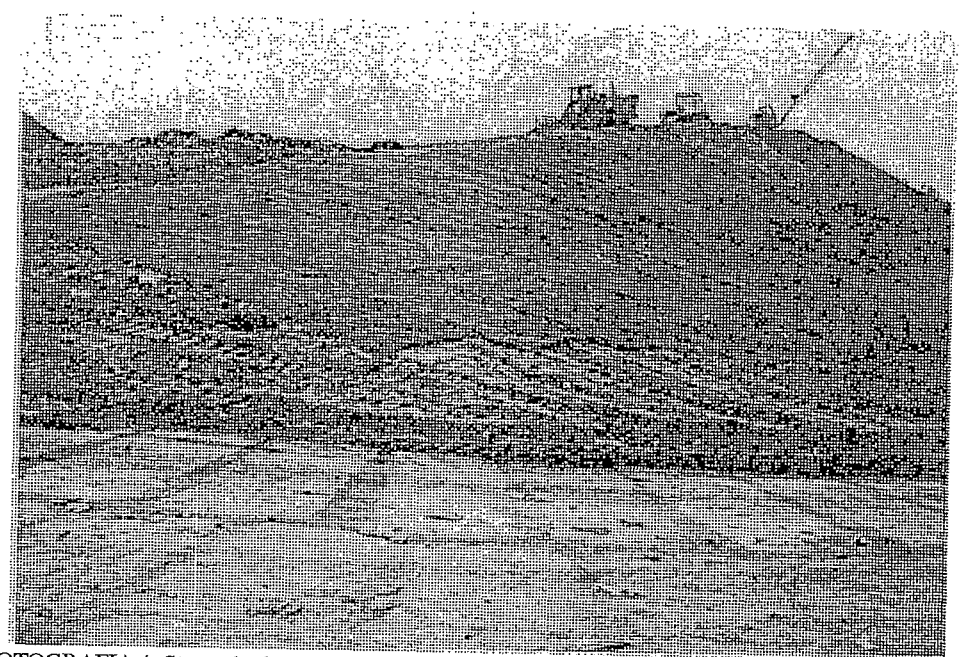
Zrolowane maty transportowano udostępnioną przez kierownictwo Kompostowni ładowarką na miejsce wbudowania (skarpa wysypiska Radiowo). Na wyrównane spycharką i grabiami podłoże (usuwano w miarę możliwości kamienie, cegłę, beton oraz większe kawałki folii) rozwijano maty, przytwierdzając je do podłoża palikami drewnianymi. Po okresie około 6 tygodni od wbudowania uzyskano równomierną darń i bardzo dobre powiązanie mat systemem korzeniowym ze skarpą, wynikające ze stosowania na skarpę gruntu ubogiego w składniki pokarmowe.

Wnioski

1. Kompost z odpadów komunalnych (uszlachetniony) nadaje się do produkcji



FOTOGRAFIA 3. Mata z rozwiniętym systemem korzeniowym zrolowana do wbudowania



FOTOGRAFIA 4. Stan zabudowy skarpy wysypiska Radiowo matami trawiastymi po jednym miesiącu od wbudowania

mat trawiastych wzmocnionych geotekstyliami. Produkcja mat jest celowa dla potrzeb umocnienia skarp (o dużych pochyleniach) starych wysypisk odpadów i hałd, gdzie inne technologie ich stabilizacji są nieskuteczne.

2. Na warstwę substratu należy stosować czysty kompost (mieszanie kompostu z piaskiem przyczynia się do zwiększenia masy wyprodukowanych mat oraz podatności na spływy w okresie intensywnych opadów).

3. Biorąc pod uwagę skład florystyczny, równomierność zadarnienia, najlepsze wyniki osiągnięto na poletkach wykonanych na bazie czystego kompostu.

4. W normalnych warunkach pogodowych (bez ciągłych upałów, ulewnych opadów – szczególnie w okresie kiełkowania) produkcja mat trawiastych trwa około 6 tygodni.

5. Do podlewania mat w okresie produkcji może być stosowana woda technologiczna z produkcji kompostu. Celowe jest podlewanie skarp umocnionych matami kompostowo-geotekstylnymi w okresach posusznych, przynajmniej w pierwszym roku ich eksploatacji.

6. Biorąc pod uwagę właściwości nawozowe kompostu, rezerwy placów betonowych oraz zaplecze techniczne i sprzętowe na terenie Kompostowni Radiowo, wskazane jest uruchomienie tam produkcji mat kompostowo-geotekstylnych na skalę przemysłową. Podjęcie takiego przedsięwzięcia pozwoli na produkcję mat trawiastych w trzech seriach (cyklach) w ciągu roku i efektywne wykorzystanie kompostu do celów rekultywacyjnych.

7. Możliwe jest rozpoczęcie produkcji mat wczesną wiosną przy wykorzystaniu tuneli foliowych i ewentualnie tzw. kompostu grzejnego. W tunelach takich możliwa będzie produkcja kilkupoziomowa, wymagająca jednak większych nakładów inwestycyjnych.

8. Jako materiał wzmacniający mogą być stosowane zarówno materiały siatkowe, jak i geowłókniny. Bardziej szczegółowe wnioski będą możliwe po przeprowadzeniu oceny parametrów hydraulicznych i mechanicznych mat na skarpie wysypiska Radiowo po okresie około jednego roku od wbudowania.

9. Możliwe jest także wykorzystanie mat przy stabilizacji skarp nasypów i budowli ziemnych, zakładaniu trawników i pasów zieleni, szczególnie tam, gdzie dotychczas funkcjonujące i eksploatowane tereny zielone są ciągle niszczone przez krety.

10. Biorąc pod uwagę stan zadarnienia i procentowy udział wysianych gatunków traw, korzystniejsze wyniki osiągnięto na matach z dwiema warstwami substratu. Należy jednak stwierdzić, że są one dwukrotnie cięższe, co może utrudniać ich transport i rozkładanie w miejscu wbudowania. Stosowanie mat z podwójną warstwą substratu jest wskazane na gruntach ubogich w składniki pokarmowe dla roślin.

11. Zadowalające wyniki osiągnięte na poletku doświadczalnym (fot.4), powinny być zweryfikowane przynajmniej rocznymi obserwacjami wbudowanych mat na skarpie, dotyczącymi:

- wpływu zastosowanych materiałów wzmacniających na porost runi;

- stopnia pokrycia szatą roślinną mat z różnymi wariantami substratu;
- wytypowania mieszanki traw dającej najlepsze zadarnienie;
- zmian parametrów hydraulicznych i mechanicznych materiałów geotekstylnych pod wpływem działania systemu korzeniowego i nietypowego podłoża, jakim jest skarpa wysypiska.

Literatura

JĘDRYKA G., KRZYWOSZ Z., PAWŁAT H., SOKOŁOWSKI J.1989: *Możliwości wykorzystania mat igłowanych z włókien konopnych do umocnienia skarp małych cieków, kanałów i rowów melioracyjnych.* Melior. Rol. Biul. Inf., 3; 9–16.

KODA E., KRZYWOSZ Z.1995: *Badania jakości kompostu produkowanego w Kompostowni RADIOWO. Poletko doświadczalne dla oceny możliwości wykorzystania kompostu z odpadów miejskich do produkcji mat kompostowo-geotekstylnych.* Geoteko, Warszawa-Wesoła (maszynopis).

KRZYWOSZ Z., MATUSIEWICZ W.1995: *Dywany trawiaste jako elementy ochronne umocnień budowli ziemnych.* Melior. Rol. Biul. Inf., 1/2; 45–46.

KRZYWOSZ Z. 1995: *Dywany trawiaste wzmocnione geotekstyliami.* Zeszyty Naukowe AR we Wrocławiu, Konferencje VIII, 266; 267–274.

NAZARUK G., ZIAJA W., KAŹMIERCZAK Z.1993: *Możliwości wykorzystania biowłókniny (suchej maty trawiastej) do umocnienia skarp rowów melioracyjnych w świetle doświadczeń IMUZ.* Wiad. Melior. i Łąk., 4; 164–168.

Adres autorów

E. Koda

Katedra Geotechniki SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Zygmunt Krzywosz

Katedra Technologii i Organizacji Prac Wodnych i Melioracyjnych SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Grzegorz KURZAWSKI

Ocena wartości nawozowej kompostów z Radiowa

Abstract

Fertilizer value of compost from Radiowo. Pot experiments and laboratory analysis on the fertilizer value of compost from communal wastes were carried out. Feritlizer value of compost was studied on the basis of yield of red beet and lettuce and their chemical composition. Compost of DANO technology and compost prepared according to traditional methods were compared in our experiments. Fertilizing value of compost with comunal wastes was compared with ferlilizer value of manure from a cattle farm. Compost of DANO technology shows similar to manure fertilizer value as regards the yield of red beet and lettuce, however significantly lower then compost prepared according to traditional methods. Taking into consideration the increased amount of heavy metals in plant yield. That compost should be used first of all to recultivation of degraded areas but can,t be used as a organic fertilizer under consumable plants.

Key words: pot experiment, yield of plant, organic fertilizer, heavy metals.

Wstęp

Stosowanie w rolnictwie wysokich dawek nawozów mineralnych może mieć negatywny wpływ na środowisko wodno-glebowe, a także na jakość produków rolnych. Z tego powodu wiele uwagi należy poświęcić zagadnieniu wykorzystania do celów nawozowych lokalnych źródeł substancji organicznej, jak odpady miejskie, które po przekompostowaniu mogą stanowić znaczne źródło substancji nawozowej.

Najczęściej stosowanym sposobem pozyskiwania substancji organicznej użyźniajacych glebę jest kompostowanie różnych odpadów organicznych. Zaletą tego systemu, obok sanitarnego unieszkodliwiania odpadów, jest dostarczenie glebie nawozu organicznego o dużej wartości nawozowej, tj. kompostu mogącego zastąpić obornik. Dodatek kompostu do gleby może poprawiać jej strukturę, właściwości wodne i sorpcyjne oraz zwiększyć zawartość składników pokarmowych w glebie.

O wartości nawozowej kompostu decyduje zawartość w nim materii organicznej, a także składników pokarmowych (NPK) i pierwiastków śladowych korzystnych dla wzrostu roślin. Wyprodukowany kompost musi być jednak wolny od metali ciężkich.

Celem niniejszej pracy było określenie wartości nawozowej kompostów z odpadów komunalnych Zakładu Radiowo w porównaniu do obornika i kompostów wyprodukowanych w sposób tradycyjny.

Materiał i metody badań

Doświadczenie wazonowo-wegetacyjne nad oceną wartości nawozowej kompostów (z Radiowa) przeprowadzono w wazonach wypełnionych madą rzeczną wiślaną w ilości 10 kg gleby/wazon. Bliższą charakterystykę gleby przedstawia tabela 1.

TABELA 1. Skład granulometryczny gleby mady rzecznej (Wilanów)

% zawartości części o średnicy (mm)						
1: 0,5	0,5 : 0,25	0,25 : 0,10	0,10 : 0,05	0,05 : 0,02	< 0,02	Grupa mechaniczna
3,8	9,0	28,2	21	22	16	p.g.m.p.

Gleba charakteryzowała się odczynem słabo kwaśnym (pH = 5,6). Pojemność wodna kapilarna gleby wynosiła 38% s.m., gęstość objętościowa 1,19 g/cm^3. Biorąc pod uwagę skład granulometryczny gleby, zaliczyć ją można (pod względem składu mechanicznego) do piasku gliniastego mocnego pylastego (tab. 1).

Materiał nawozowy stanowiły kompost rekultywacyjny i kompost uszlachetniony, pochodzący z Warszawskiej Kompostowni Odpadów Komunalnych w Radiowie opartej na technologii DANO. Kompost uszlachetniony, w odróżnieniu od kompostu rekultywacyjnego, zawierał wydzieloną z masy kompostowej frakcję drobną oraz posiadał mniejsze ilości zanieczyszczeń mechanicznych (szkła i ceramiki). Równolegle z kompostami z Radiowa sporządzono tradycyjnymi metodami dwa dalsze komposty – z drobnych śmieci i osadów dennych rzeki Okrzeszy (tab. 2).

W doświadczeniach wazonowych porównywano wartość nawozową omawianych kompostów z wartością nawozową obornika bydlęcego pochodzącego z RZD Wilanów.

Doświadczenia wazonowe obejmowały 12 kombinacji w czterech powtórzeniach. Wartość nawozową poszczególnych kompostów określono na podstawie plonów uprawianych roślin: buraka ćwikłowego i sałaty. Ilość stosowanego nawożenia organicznego wyniosła 50 g s.m. na wazon kompostu lub obornika. Wartość nawozową poszczególnych kompostów i obornika oceniano łącznie z nawożeniem mineralnym (NPK). Nawozy mineralne stosowano w postaci roztworów wodnych w ilości: N–0,50 g/wazon, P–0,25 g/wazon, K–0,50 g/wazon. Na przygotowanych podłożach glebowych uprawiano kolejno: burak ćwikłowy, a następnie sałatę. Po sprzęcie buraka glebę zasilono połową dawki nawozów organicznych (kompostów) i mineralnych (NPK). Analizy chemiczne użytych materiałów i roślin wykonano według metody ASA oraz innych stosowanych w chemii rolnej metod laboratoryjnych. Opracowanie statystyczne plonów buraka ćwikłowego i sałaty wykonano w programie komputerowym Statgraphics.

Wyniki badań dotyczące plonów roślin opracowano według klasyfikacji pojedynczej, zgodnie z analizą wariancji jednoczynnikowej, gdzie zmienianym czynnikiem kontrolowanym było nawożenie organiczne i mineralne. Porówna-

TABELA 2. Skład chemiczny materiałów nawozowych i gleby

Kombinacje glebowe	pH	Węgiel organiczny	N-og	$N\text{-}NH_4$	$N\text{-}NO_3$	P	K	Ca	Na	Fe	Mg
	–	% s.m.		mg/100 g s.m.		% s.m.					
Kompost rekultywacyjny	5,7	25,60	1,01	47,93	2,43	0,15	0,22	1,19	0,34	1,95	0,18
Kompost uszlachetniony	5,7	16,40	1,24	98,58	0,92	0,19	0,13	1,46	0,20	2,86	0,22
Kompost z osadem dennym	5,7	2,80	0,21	1 ,28	0,46	0,10	0,76	0,17	0,03	0,84	0,19
Kompost z drobnych śmieci	5,6	6,28	0,14	1,70	1,64	0,09	0,02	0,17	0,01	1,09	0,07
Obornik	5,6	37,80	3,98	8,65	57,46	0,84	1,02	0,08	0,07	0,31	0,32
Gleba „0"	5,6	2,40	0,09	0,87	2,35	0,05	0,03	0,04	0,01	0,63	0,05

cd. tabeli 2

Kombinacje glebowe	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Mn	Ni	Co
	ppm							
Kompost rekultywacyjny	1150,4	243,8	45,0	2,8	88,0	264,0	58,0	7,0
Kompost uszlachetniony	1020,4	177,0	96,0	3,6	135,0	324,0	28,0	7,0
Kompost z osadem dennym	106,4	14,50	18,0	ślad	14,2	166,0	14,0	5,0
Kompost z drobnych śmieci	45,40	4,40	21,0	ślad	6,0	84,0	ślad	ślad
Obornik	16,70	5,40	11,0	ślad	2,8	110,0	ślad	ślad
Gleba „0"	2,50	3,00	5,0	ślad	5,6	127,0	5,0	ślad

nia wielokrotne oraz wyznaczenia NIR (najmniejszej istotnej różnicy) przeprowadzono według testu Tukeya. Przy opracowaniu wyników plonów buraka ćwikłowego oraz sałaty przeprowadzono analizę zmienności osobno dla liści i korzeni buraka ćwikłowego oraz dla liści sałaty. Istotność zmienności oszacowano testem Tukeya.

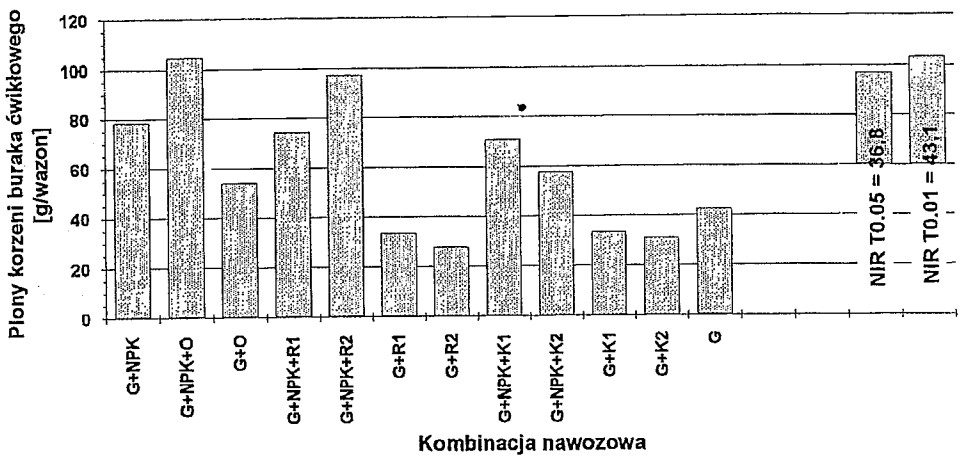
Wyniki badań

W pierwszej części pracy wykonano analizy chemiczne materiałów nawozowych użytych do doświadczeń wegetacyjnych. Z danych zawartych w tabeli 1 wynika, że nawozy organiczne użyte do doświadczeń charakteryzowały się odczynem słabo kwaśnym (pH 5,6–5,7).

Zawartość węgla organicznego wynosiła od 37,8% dla obornika, 25,6% dla kompostu rekultywacynego, 16,4% dla kompostu uszlachetnionego do 2,8% dla kompostu z osadem dennym. Zawartość azotu ogółem w poszczególnych kompostach i oborniku, podobnie jak i azotu mineralnego wahała się w szerokich granicach. Największą zawartość azotu ogółem stwierdzono w oborniku (3,98%), najmniejszą w kompoście z osadem dennym rzeki Okrzeszy (0,135%). Azot mineralny ($N\text{-}NH_4 + N\text{-}NO_3$) w analizowanych kompostach i oborniku przed użyciem ich do nawożenia wynosił 2,74 mg/100 g s.m. (kompost z osadem dennym) do 99,50 mg/100 g s.m. (kompost uszlachetniony). Natomiast w oborniku zawartość azotu mineralnego wynosiła 67,11 mg/100 g s.m. (tab. 2).

Ilość fosforu ogólnego w kompostach była niska i wynosiła od 0,09% do 0,19%, przy czym w samym oborniku zawartość fosforu wynosiła 0,84%. Zawartość potasu wynosiła od 0,02 dla kompostu z drobnych śmieci do 1,02% dla obornika (tab. 2). Analizy chemiczne kompostów i obornika wykazały, że zawartość pozostałych składników (Ca, Fe, Mg) oraz metali ciężkich (Zn, Cu, Pb, Cd, Cr, Mn, Co) wahała się w szerokich granicach i nie przekraczała jednak wartości ujętych w normie dotyczącej rolniczego wykorzystania kompostów. Więcej wymienionych składników chemicznych zawierały komposty z Kompostowni Radiowo niż obornik i komposty z drobnych śmieci (tab. 2).

Druga część pracy obejmuje opracowanie statystyczne wysokości plonów oraz analizę chemiczną roślin z doświadczeń wazonowych. Z danych przedstawionych na rysunku 1 wynika, że największy przyrost plonów buraka ćwikłowego nastąpił w kombinacji gleby z dodatkiem obornika i nawozów mineralnych



RYSUNEK 1. Średnie plony korzeni buraka ćwikłowego (g/wazon) w zależności od kombinacji glebowej: G – gleba „O", R1 – kompost rekultywacyjny, R2 – kompost uszlachetniony, K1 – kompost z drobnych śmieci, K2 – kompost z osadem dennym rzeki Okrzeszy, NPK – nawozy mineralne, O – obornik bydlęcy

(104,8 g/wazon), nieznacznie przewyższając plon uzyskany na kombinacji z kompostem uszlachetnionym z Radiowa + NPK (97,3 g/wazon). Najniższy plon korzeni buraka uzyskano na glebie z dodatkiem kompostu uszlachetnionego w ilości (27,8 g/wazon).

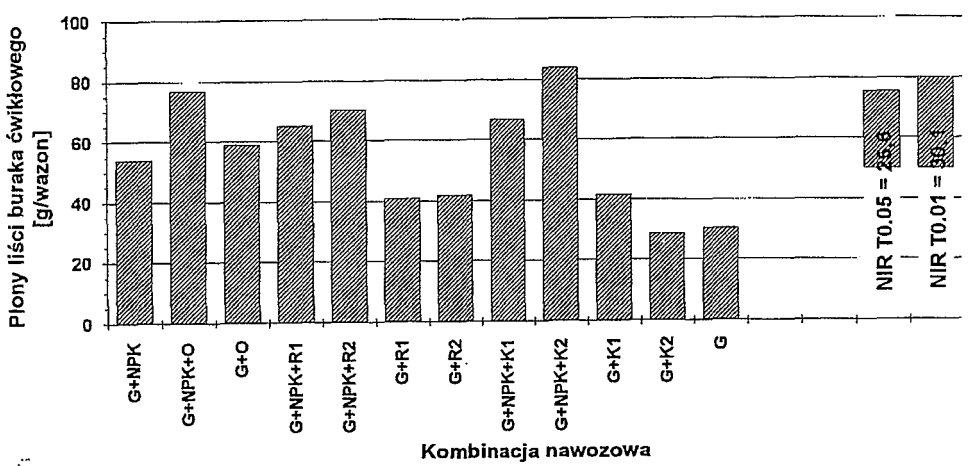
W przypadku masy liści buraka ćwikłowego (rys.2) najwyższy plon liści uzyskano na kombinacji gleby nawożonej kompostem z osadem dennym rzeki Okrzeszy (zasilonej nawożeniem mineralnym NPK), natomiast najniższy na glebie z dodatkiem tego samego rodzaju kompostu.

Biorąc pod uwagę uzyskane plony buraka ćwikłowego, można stwierdzić, iż wpływ nawożenia kompostami z odpadów komunalnych na plon liści buraka ćwikłowego nie był istotny, jak to miało miejsce w przypadku jego korzeni.

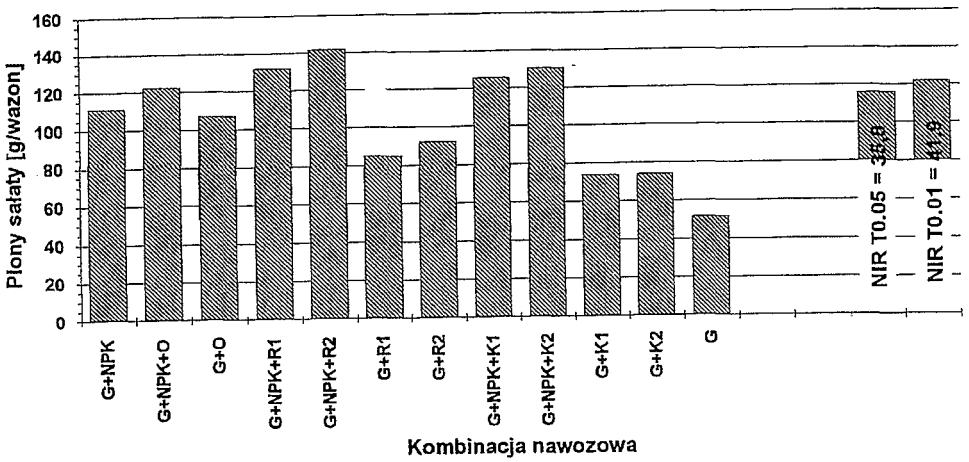
Plony sałaty przedstawiono na rysunku 3. Jak wynika z danych, podobnie jak przy plonach korzeni buraka ćwikłowego efekty nawożenia sałaty kompostami DANO wyniosły (141,8 g/wazon) i były zbliżone do efektu nawożenia obornikiem, wynosząc (142,6 g/wazon).

Reasumując można stwierdzić, że w stosunku do nawożenia obornikiem, wartość nawozowa kompostów z Radiowa wyniosła około 93% dla buraka ćwikłowego i około 86% dla sałaty. Wartość nawozowa pozostałych kompostów w stosunku do obornika wyniosła około 67% dla buraka i około 69% dla sałaty. Wyniki opracowania statystycznego wykazały istotność różnic plonów przy stosowaniu nawożenia łącznego (komposty + NPK).

Biorąc pod uwagę fakt, iż podczas wegetacji roślin przebiega mineralizacja materii organicznej kompostów oraz stopniowe uruchamianie mineralnych składników pokarmowych, których jest jednak za mało dla roślin przy nawożeniu zarówno obornikiem, jak i kompostami, konieczne jest dodatkowe nawożenie mineralne.



RYSUNEK 2. Średnie plony liści buraka ćwikłowego (g/wazon) w zależności od kombinacji glebowej: G – gleba „O", R1 – kompost rekultywacyjny, R2 – kompost uszlachetniony, K1 – kompost z drobnych śmieci, K2 – kompost z osadem dennym rzeki Okrzeszy, NPK – nawozy mineralne, O – obornik bydlęcy



RYSUNEK 3 Średnie plony sałaty (g/wazon) w zależności od kombinacji glebowej: G – gleba „O" R1 – kompost rekultywacyjny, R2 – kompost uszlachetniony, K1 – kompost z drobnych śmieci, K2 – kmpost z osadem dennym rzeki Okrzeszy, NPK – nawozy mineralne, O – obornik bydlęcy

Analizy chemiczne roślin (korzeni i liści) buraka ćwikłowego i sałaty nawożonych różnymi rodzajami kompostów i obornikiem, wykazały, że zawartość azotu ogólnego w korzeniach buraka wynosiła od 1,30 do 1,93% s.m. przy czym najwyższa wartość N ogółem wystąpiła w korzeniach w kombinacji gleby nawożonej kompostem ze śmieci drobnych, a najniższa na glebie nawożonej kompostem rekultywacyjnym. W liściach buraka ćwikłowego zawartość azotu ogólnego kształtowała się podobnie.

Zawartość potasu w korzeniach buraka wahała się w granicach od 1,87 do 2,27% s.m. Najwięcej potasu było w korzeniach buraka uprawianego na kompoście uszlachetnionym, a najmniej na glebie 0 (bez nawożenia). W plonach liści buraka ćwikłowego ilość potasu kształtowała się w granicach od 4,5% do 6,4% s.m. Ilość fosforu ogólnego w plonach roślin była niska: od 0,46% do 0,90% s.m. Najwyższą zawartością fosforu charakteryzowały się rośliny rosnące na kombinacji z dodatkiem kompostu uszlachetnionego, a najniższą na glebie 0 (bez nawożenia).

Zawartość żelaza w korzeniach i liściach buraka ćwikłowego we wszystkich kombinacjach przekraczała wartość optymalną (200 ppm).

Ilość cynku w korzeniach buraka ćwikłowego występowała na poziomie górnej granicy (70 – 100 ppm). Nieznacznie poziom Zn (100 ppm) został przekroczony w kombinacji nawozowej z kompostami DANO i z osadem dennym rzeki Okrzeszy. W przypadku liści buraka ćwikłowego i sałaty, ilość cynku znacznie przekroczyła wartość graniczną uznaną za nadmierną. Zawartość miedzi w korzeniach buraka ćwikłowego kształtowała się na poziomie górnej granicy zakresu najczęściej występującego (2–20 ppm), natomiast w liściach wartość nadmierna przekroczona została w kombinacjach z kompostami z Radiowa (DANO).

Zawartość ołowiu w plonach korzeni buraka ćwikłowego w ilości nadmiernej wystąpiła w kombinacji glebowej z kompostami DANO i kompostem z osadem dennym rzeki Okrzeszy. W liściach buraka ćwikłowego liczby graniczne zawartości ołowiu zostały przekroczone we wszystkich kombinacjach.

Zawartość kadmu, chromu, niklu, kobaltu i magnezu występowała w ilościach śladowych bądź przyjmowała wartości najczęściej występujące w plonach roślin.

Biorąc pod uwagę zwiększone zawartości metali ciężkich w plonach roślin nawożonych kompostami z Radiowa, komposty te powinny być stosowane raczej przy rekultywacji terenów zdegradowanych, a nie przy uprawie roślin konsumpcyjnych, szczególnie roślin warzywnych.

Wnioski

Przeprowadzone doświadczenie nad oceną wartości nawozowej kompostów pozwala na wysunięcie następujących wniosków:

1. Analiza statystyczna plonów uzyskanych w doświadczeniach wegetacyjnych roślin wykazała, że komposty produkowane z odpadów komunalnych (technologia DANO) miały istotny wpływ na wielkość plonów buraka ćwikłowego i sałaty, jednakże do uzyskania najwyższych plonów tych roślin, niezbędne okazało się dodatkowe nawożenie mineralne (NPK).

2. Efekty nawożenia kompostami DANO, łącznie z nawożeniem mineralnym, były zbliżone do efektu nawożenia obornikiem pod względem wielkości plonu.

3. Komposty DANO wykazały lepsze właściwości nawozowe od kompostu z osadem dennym rzeki Okrzeszy i kompostu wyprodukowanego z drobnych śmieci.

4. Na podstawie doświadczeń wegetacyjnych wazonowych stwierdzono istotny wpływ nawożenia gleby kompostami z odpadów komunalnych na wysokość plonów korzeni buraka, natomiast mniejszy efekt na plon liści buraka ćwikłowego.

5. Analizy chemiczne obydwu roślin nie wykazały większych różnic w zawartościach azotu ogólnego, fosforu i potasu w korzeniach buraka ćwikłowego w porównaniu z kombinacją nawożoną obornikiem.

6. Stwierdzono dodatni wpływ współdziałania nawozów organicznych i mineralnych na plony badanych roślin warzywnych.

7. Ujemną cechę kompostów z Radiowa (DANO) stanowiła najwyższa i nadmierna zawartość w plonach korzeni buraka ćwikłowego ołowiu, cynku i żelaza, natomiast w liściach buraka – cynku, ołowiu i miedzi.

Literatura

BERŁOWSKAE. 1961: *Wartość nawozowa kompostów miejskich w uprawie warzyw.* Konferencja Naukowo-Techniczna, NOT, Warszawa.

KOŁACZKOWSKI S. 1957: *Kompostowanie metodą* DANO. GWiTS 9.

KROPISZ A. 1967: *Zastosowanie kompostów miejskich i odpadów przemysłowych do nawożenia roślin warzywnych.* Konferencja SITO, Sopot.

KROPISZ A. 1969: *Wstępne doświadczenia nad wartością nawozową kompostów z odpadów miejskich produkowanych systemem DANO.* Przeg. Inf. Inst. Gosp. Komun. z. 3; Warszawa.

KROPISZ A. 1970: *Komposty ze śmieci i odpadów miejskich jako nawóz organiczny w uprawie roślin warzywnych.* Zesz. Nauk. SGGW 3, Warszawa.

KROPISZ A. 1974: *Zastosowanie kompostów z odpadów miejskich do celów nawozowych.* Konf. Nauk.-Techn. Wykorzystanie odpadów w rolnictwie, 194; Warszawa.

KROPISZ A. 1974: *Wartość nawozowa kompostów z odpadów miejskich.* Mat. Kongres. I Kongres Oczyszczania miast, t. II, nr 185, Warszawa-Szczecin.

KROPISZ A. 1979: *Zastosowanie odpadów komunalnych i przemysłowych w ogrodnictwie.* Ogrodnictwo 12, Warszawa.

LINOWSKI Z. 1957: *Kompostowanie odpadów miejskich.* Ogród, Park, Krajobraz, 5/1957.

MACIAK F. 1985: *Ochrona i rekultywacja środowiska.* Wydaw. SGGW-AR, Warszawa.

MACIAK F. 1985: *Materiały do ćwiczeń z rekultywacji terenów zdegradowanych.* Wydaw. SGGW-AR, Warszawa.

OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI S., SZCZUBIAŁKO Z. 1991: *Metodyka analizy i oceny właściwości gleb i roślin.* Katalog IOŚ, Warszawa.

RUDOLF Z. 1967: *Usuwanie i wykorzystanie odpadków komunalnych.* Arkady, Warszawa.

SIUTA J., WASIAK G. 1987: *Zasady gospodarki odpadami bytowymi w środowisku przyrodniczym.* IOŚ, Warszawa.

Adres autora

G. Kurzawski

Katedra Rekultywacji Środowiska

Przyrodniczego SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Jan KUTERA, Stanisław HUS

Utylizacja i oczyszczanie ścieków na obszarach wiejskich

Abstract

Utilization and sevage treatment in rural areas. In order to maintain permanent purity of waters, it is recommended to use natural methods of waste treatment more frequently, in particular for that waste which is abundant in an organic substance and biogenic compounds. The 2nd and 3rd degree of waste treatement is obtained in a soil/plant environment, and after-waste waters are ranked among the 2nd and 3rd class of purity. The liquid manure utilization in agriculture, taking nitrogen as a balance basis, does not threaten the environment cleanness. The waste with a high aboundance of biogenic compunds may be utilized for nourishing the treatment process of noxious industrial waste.

Key words: waste, liquid manure, utilization, treatment, soil.

Wstęp

Najstarsze metody oczyszczania ścieków w naturalnym środowisku glebowo-roślinnym przetrwały do dzisiaj i są nadal atrakcyjne, ze względu na prostotę budowy, łatwą i tanią eksploatację oraz dużą efektywność usuwania ze ścieków związków węgla i eutroficznych. Metody te zapewniają II i III stopień oczyszczania ścieków, pozwalają efektywnie zagospodarować ich potencjał wodny i nawozowy w produkcji roślinnej, przy tym są bardziej przyjazne dla środowiska naturalnego od metod tak zwanego sztucznego oczyszczania ścieków.

Obecnie budowane oczyszczalnie (z zastosowaniem metody osadu czynnego) cechują się bardzo dużym zużyciem energii elektrycznej – od 0,6 do 2,0 kWh/m^3 oczyszczonych ścieków. Powodują wysokie koszty eksploatacji, często przekraczające możliwości ich użytkowników oraz przyczyniają się do wtórnego zanieczyszczenia środowiska za pośrednictwem elektrowni węglowych. Obliczono potrzeby energetyczne małych oczyszczalni ścieków w Polsce, które wytwarza elektrownia o mocy około 100 MW, a ta powoduje emisję do atmosfery 22,4 mln t dwutlenku siarki, 9,1 mln t tlenku azotu i 723 mln t dwutlenku węgla (Gajda i Gajda 1995). W przeciwieństwie do oczyszczalni sztucznych metody naturalnego oczyszczania są energooszczędne i nie wprowadzają do atmosfery dwutlenku węgla i azotu, które są asymilowane przez rośliny, przy czym te wydzielają do atmosfery tlen. Na przykład niektóre rośliny nawadniane ściekami mogą pobrać do 700 kg azotu z 1 ha/rok (Siuta i Wasiak 1995) oraz asymilować 14 tys. kg dwu-

tlenku węgla /ha na rok i wydzielić 12 tys. kg tlenu /ha na rok (Boćko 1979).

Budowane obecnie oczyszczalnie ścieków w znacznej mierze stosują już usuwanie azotu ze ścieków w procesie denitryfikacji oraz defoswatację biologiczną lub chemiczną. Ten trzeci stopień oczyszczania znacznie podnosi koszty jednostkowe i najczęściej nie daje wyników koncentracji związków biogennych, wymaganych w podwyższonych normach, zwłaszcza przewidzianych do stosowania w Polsce po roku 2000 (Bartoszewski, Szetela 1995; Miodoński i in. 1995). Trzeba przy tym zauważyć, że atmosfera naszego kraju jest już nadmiernie nasycona azotem (Sapek 1995) i stosowanie denitryfikacji w oczyszczalniach, które uwalniają duże ilości azotu gazowego ze ścieków, nie można uznać za przyjazne dla środowiska naturalnego.

Z powyższego wynika, że dla mniejszych oczyszczalni ścieków bytowo-gospodarczych, niekiedy wysoko obciążonych związkami eutroficznymi, często pochodzącymi ze zlewisk szamb, w terenach wiejskich mało zurbanizowanych, powinny być stosowane naturalne metody oczyszczania i ich utylizacji. Szczególnie wysoką efektywność wykazują oczyszczalnie naturalne, do których doprowadzana jest duża ilość ścieków z przetwórstwa płodów rolnych, niekiedy gnojówki i soków kiszonkowych, względnie zaprojektowane są dla ścieków przemysłu spożywczego.

Naturalne metody oczyszczania ścieków przeprowadzane są albo w środowisku wodnym, względnie w środowisku glebowo-roślinnym. W niniejszej pracy przedstawiamy niektóre osiągnięcia w zakresie oczyszczania i utylizacji ścieków w środowisku glebowo-roślinnym, uzyskane w Instytucie Melioracji i Kształtowania Środowiska, Akademii Rolniczej we Wrocławiu oraz w Oddziale Wrocławskim Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych.

Oczyszczanie ścieków bytowo-gospodarczych w środowisku glebowo-roślinnym

Najnowsze badania wskazują na potrzebę zweryfikowania normatywów ilościowych i jakościowych ścieków bytowo-gospodarczych odpływających z osiedli miejskich i ze wsi (Heidrich 1995). Jednostkowe zużycie wody na wsi jest mniejsze, mniejsza też wypada ilość ścieków wiejskich na mieszkańca, występują tu znacznie większe współczynniki nierównomierności ich odpływu oraz większe koncentracje wskaźników tlenowych i biogennych niż ścieków z osiedli miejskich (Hus 1993, Heidrich 1995). Na zwiększenie koncentracji składników ścieków wiejskich ma często wpływ dopływ gnojówki czy wody gnojowej. Dla tego rodzaju ścieków łatwiej jest dobrać parametry oczyszczalni naturalnych niż sztucznych.

Wykonane w pełnych, wiarygodnych cyklach badania sprawdzające nie potwierdzają w pełni upowszechnionych rezultatów oczyszczania ścieków w większości, nawet najnowszych, oczyszczalni. W okresie normalnej pracy osadu czynnego uzyskiwaliśmy przeciętnie redukcję stężeń podstawowych wskaźników w ściekach miejskich: BZT_5 – 90 %, Nog. – 34 %, P – 17 %. W stosunku do ścieków tylko

po mechanicznym oczyszczaniu wody ściekowe po osadzie czynnym wykazują znaczny stopień zmineralizowania azotu (Majdowski 1988). Tak oczyszczone ścieki bytowo-gospodarcze kwalifikują się do dalszego oczyszczania i utylizacji w środowisku roślinno-glebowym. Potwierdziły to badania w lizymetrach, wypełnionych trzema rodzajami gleb (piaskiem słabogliniastym, piaskiem gliniastym mocnym i gliną lekką), przeprowadzone na stacji doświadczalnej rolniczego oczyszczania i wykorzystania ścieków IMUZ w Kamieńcu Wrocławskim (tab. 1).

W doświadczeniach tych wykazano prawie jednakowy stopień oczyszczania w glebie z roślinnością łąkową ścieków po mechanicznym, jak i mechaniczno-biologicznym oczyszczaniu. Odciek pościekowy kwalifikował się do I klasy czystości we wskaźnikach podstawowych, do II klasy eutroficznych i II względnie III klasy czystości w nieorganicznych. Żaden ze wkaźników nie wykazywał przekroczenia koncentracji zanieczyszczeń ustalonych dla ścieków odprowadzanych do wód. Odpływy pościekowe były zbliżone do czystości odcieków z nawodnienia wodą czystą i pełnego nawożenia mineralnego.

Eutroficzne składniki ściekowe zostały niemal w całości zagospodarowane w masie zebranego plonu siana w ilości 8–10 ton/ha suchej masy (tab.2). Przy czym oddziaływanie na plon ścieków oczyszczonych mechanicznie było korzystniejsze niż ścieków oczyszczonych mechanicznie i biologicznie.

Efektywność rolniczego oczyszczania ścieków można regulować przez dobór dawek nawadniających, opierając się na bilansie azotu, agrotechnice i doborze roślin odznaczających się największym zużyciem azotu. Największą wydajność w eliminacji azotu ściekowego mają rośliny łąkowe. Z roślin łąkowych wyróżnia się w tym zakresie np. mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea* L.), która pobrała w ciągu roku 420 kg N, podczas gdy inna z popularnych traw życica wielokwiatowa (*Lolium multiflorum* Lam) zagospodarowała w tych samych warunkach tylko 270 kg N/ha na rok. Ze znanych roślin paszowych do rekordzistek w

TABELA 1. Średnie stężenie podstawowych składników ścieków bytowo-gospodarczych oczyszczonych wstępnie oraz odcieków z nawadnianych nimi gleb z roślinnością łąkową

Ścieki, nawodnienia i nawożenia	Stężenie (g/m^2)			pH
	BZT_5	N	P	
Ścieki po oczyszczeniu mechanicznym	135,5	40,2	6,8	7,5
Ścieki po oczyszczeniu mechanicznym i biologicznym	23,3	30,0	6,3	7,5
Odciek z gleby po nawodnieniu ściekami oczyszczonymi mechanicznie: 8 x 60 mm	1,6	6,6	0,2	7,4
4 x 120 mm	2,7	7,7	0,2	7,5
Odciek z gleby po nawodnieniu ściekami oczyszczonymi mechaniczno-biologicznie: 8 x 60 mm	1,4	6,1	0,2	7,4
4 x 120 mm	2,1	7,1	0,2	7,4
Odciek z gleby po nawodnieniu czystą wodą 4 x 60 mm i nawożeniu mineralnym NPK (200 + 35 + 100 kg/ha)	0,7	10,3	0,1	7,4

TABELA 2. Średnie plony traw i pobrane w nich składniki biogenne ścieków bytowo-gospodarczych

Ścieki, nawodnienie i nawożenie	Dawka nawodnienia	Plon suchej masy traw	Pobrały rośliny w plonie			
	(mm)	(kg/ha)	(kg N/ha)	(kg P/ha)	N (%)	P (%)
Ścieki po oczyszczeniu mechanicznym	8 × 60	10561	200,7	40,5	103,5	125,2
	4 × 120	10313	196,1	39,5	102,2	120,5
Ścieki po oczyszczeniu mechaniczno-biologicz.	8 × 60	8075	141,5	30,1	100,0	98,8
	4 × 120	8415	150,0	31,3	102,0	100,2
Woda czysta i NPK (200 + 35 + 100 kg/ha)	4 × 60	10030	224,9	36,4	99,0	93,3

zagospodarowaniu azotu ściekowego można zaliczyć barszcz (*Heracleum Sosn*), który wykorzystał w ciągu roku 600 kg N ściekowego (Talik 1978, Czyżyk 1988).

Rozpowszechniające się w naszym kraju oczyszczanie ścieków w środowisku wodnoroślinnym: hydrobotaniczne, typu Lemna lub z nasadzeniami wikliny, nie wydaje się konkurencyjne w stosunku do metod oczyszczania w środowisku glebowym z roślinnością łąkową. Wymienione oczyszczalnie wodnoroślinne pracują znacznie gorzej w zimie i nie spełniają zaostrzonych kryteriów eliminacji związków eutroficznych (Kowal 1994; Kowalik, Obarska-Pempkowiak, 1994; Kalisz i Sałbut 1995).

Na podstawie powyższych doświadczeń można zalecać, w niektórych przypadkach, uproszczenie procesu wstępnego oczyszczania ścieków przed stosowaniem naturalnych oczyszczalni w środowisku glebowo-roślinnym. Rozwiązania wdrożone dla ścieków przetwórstwa rolniczego wskazują niekiedy możliwości zastosowania sit łukowo-szczelinowych, zamiast klasycznego zestawu oczyszczalni mechanicznej.

Zastosowanie omawianej technologii oczyszczania pozwala znacznie łatwiej i taniej zagospodarować osady ściekowe.

Oczyszczanie ścieków z przetwórstwa płodów rolnych w środowisku glebowym z roślinnością łąkową

Pierwszeństwo w zastosowaniu naturalnych metod oczyszczania powinny mieć ścieki przemysłu rolno-spożywczego. Przy przetwórstwie płodów rolnych powstają ścieki pochodzenia glebowego i roślinnego o dużym ładunku substancji organicznej i składników biogennych, których przetworzenie i unieszkodliwienie wymaga wielostopniowych oczyszczalni. Dla mniejszych zakładów tego przemysłu, zlokalizowanych na terenach

wiejskich, pełne uzasadnienie ma zastosowanie naturalnych metod oczyszczania ścieków w środowisku glebowo-roślinnym. W tym zakresie instytuty nasze przeprowadziły pełne cykle badań wdrożeniowych i dysponujemy dla wielu rodzajów ścieków tego przetwórstwa wytycznymi technologicznymi i technicznymi ich oczyszczania w środowisku glebowo-roślinnym (Kutera 1985, 1986, 1990, 1991). Uzasadnieniem upowszechniania tej metody mogą być dane wskaźnikowe efektów oczyszczania ścieków przemysłu spożywczego na polach rolniczego ich oczyszczania i wykorzystania, przytoczone w tabeli 3.

Z przytoczonych wskaźnikowych danych wynika, że wyższy standard oczyszczania ścieków uzyskuje się z nawodnień systemem deszczownianym – dawki polewowe 50 mm, niż systemem grawitacyjnym, gdzie ze względów technicznych muszą być stosowane dawki jednorazowe co najmniej 150 mm.

W 1995 r. zakończyliśmy wieloletnie badania nad rolniczym oczyszczaniem i utylizacją ścieków z mleczarni (Talik, Kutera 1995). Z uwagi na niedostatecznie skuteczne oczyszczanie ścieków z licz-

TABELA 3. Wskaźniki oczyszczania ścieków przemysłu spożywczego w glebie z roślinnością łąkową (Kutera 1990, 1991; Majdowski 1982)

Ścieki z przemysłu	Dawka nawodnienia (mm)	Redukcja ładunku (%)		
		BZT_5	N	P
Ziemniaczanego	4 × 50	99,7	96,3	98,6
	2 × 150	98,3	83,6	94,5
Cukrowniczego + nawożenie NP	6 × 50	99,0	94,0	95,8
	3 × 150	95,4	83,5	95,7
Browarniczego	8 × 50	99,8	86,0	98,5
	4 × 150	97,6	83,6	96,5
Spirytusowo-drożdżowego rozcieńczone wodą 1:2	8 × 50	99,6	90,8	98,2
	4 × 150	95,5	83,4	95,2
Owocowo-warzywnego	10 × 50	98,0	93,0	97,0
Utylizacyjnego	4 × 150	98,8	87,5	98,4

TABELA 4. Średnie stężenia BZT_5, N i P w ściekach mleczarskich i ich odcieków pościekowych z trzech rodzajów gleb lekkich z roślinnością łąkową

Oznaczenia	Ścieki	Odcieki z gleby nawadnianej (mm)			
		10 × 25	10 × 50	5 × 150	5 × 200
BZT_5 (g/m^3)	587	6	7	10	21
Azot og. – N (g/m^3)	33	12	15	16	17
Fosfor – P (g/m^3)	13	0,5	0,7	0,8	0,9
pH	7,3	7,7	7,4	7,4	7,2

TABELA 5. Średnie plony traw i pobrane z nich związki biogenne ścieków z mleczarni

Gleba	Dawka ścieków (mm)	Plon suchej masy (kg/ha)	Pobrały rośliny łąkowe w plonie			
			(kg N/ha)	(kg P/ha)	N (%)	P (%)
Piasek słabogliniasty	5 × 50	6850	136,4	23,6	160,5	76,8
	10 × 50	9410	186,6	33,0	109,7	53,7
	5 × 150	10070	218,7	32,3	97,8	32,3
	5 × 200	10560	244,5	36,2	74,1	27,4
Piasek gliniasty mocny	5 × 50	8130	164,2	30,4	194,2	99,1
	10 × 50	9540	211,4	36,1	131,5	58,9
	5 × 150	10440	242,9	35,8	98,7	35,8
	5 × 200	11770	285,8	39,2	86,6	29,7
Glina lekka	5 × 50	8320	196,7	23,1	231,0	75,3
	10 × 50	10150	242,5	29,1	147,7	47,4
	5 × 150	10330	250,3	30,4	102,2	30,4
	5 × 200	10610	296,6	35,42	89,8	26,8

nych zakładów mleczarskich w tabeli 4 i 5 przedstawiliśmy dla upowszechnienia niektóre wyniki tych badań.

Ścieki z mleczarni, z którymi przeprowadzono badania utylitarne, można uznać za reprezentatywne dla mniejszych zakładów mleczarskich. Ścieki te o znacznej suchej masie, z przewagą organicznej, o pH około 7 mają wysokie wskaźniki tlenowe i średnią zasobność w związki eutroficzne i nieorganiczne oraz nie budzą zastrzeżeń sanitarnych.

W przeprowadzonych badaniach lizymetrycznych nie uzyskano istotnego zróżnicowania wskaźników oczyszczania ścieków mleczarskich w zależności od rodzaju gleby. Zastosowane gleby lekkie, o składzie piasków słabogliniastych, piasków gliniastych mocnych i gliny lekkiej, można uznać za odpowiednie do stosowania tej metody oczyszczania i utylizacji ścieków z mleczarni.

Odpływy z profilów glebowych o miąższości 1,3 m, z roślinnością łąkową, mają znamiona bardzo dobrego oczyszczania biologicznego – II° i eliminacji związków biogennych – III° ścieków mleczarskich. Stężenia zanieczyszczeń w tych wodach pościekowych spełniają warunki możliwości ich odprowadzania do wód i do ziemi. Przy mniejszych normach nawodnienia ściekami (10 × 25 mm i 10 × 50 mm w roku), odpowiadających systemom nawodnienia deszczownianego, koncentracje zanieczyszczeń w wodach pościekowych pozwalają je zaliczyć do II klasy czystości. Stosując zwiększone normy nawodnienia (5 × 150 mm i 5 × 200 mm w roku), odcieki glebowe oczyszczonych ścieków mleczarskich charakteryzowały się III klasą czystości.

Pod wpływem nawodnienia ściekami uzyskano stosunkowo duże plony suchej masy roślinności łąkowej, wyraźnie wzrastające ze zwiększoną dawką ścieków. Z danych tych można wnioskować, że optymalna norma nawodnienia ściekami mleczarskimi kształtuje się w grani-

cach 7500–1000 (m^3/ha) na rok. Przy tych normach stosowania ścieków z mleczarni uzyskuje się pełne pokrycie potrzeb wysokiego plonu traw na azot i fosfor z zasobów ściekowych, bez potrzeby nawożenia mineralnego, oraz uzyskuje się wystarczającą redukcję tych ściekowych wskaźników eutroficznych.

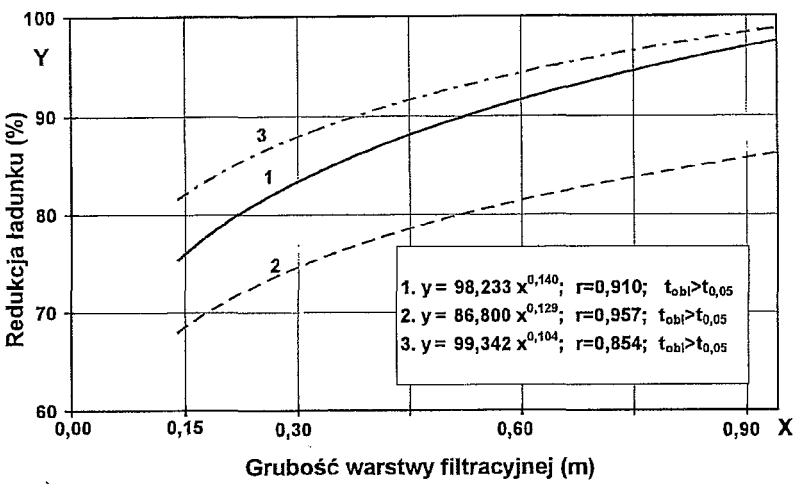
Unieszkodliwianie płynnych odchodów zwierzęcych poprzez ich rolnicze wykorzystanie

Odchody zwierzęce płynne – gnojowica, gnojówka i woda gnojowa – stanowią nadal potencjalne zagrożenie środowiska rolniczego w obrębie wsi i ferm hodowlanych. Rozwiązanie tego problemu widzi się poprzez zagospodarowanie nawozowe tych odpływów bez powiązania z systemami kanalizacyjnymi ścieków wiejskich.

Właściwe technologie wykorzystania gnojowicy i gnojówki w rolnictwie pozwalają osiągnąć efekty w produkcji roślinnej, przy wysokim stopniu eliminacji jej obciążeń w środowisku glebowo-roślinnym. Badania lizymetryczne w glebie piaszczystej w warunkach laboratoryjnych wykazały, że znaczny wpływ na redukcje zanieczyszczeń gnojowicowych ma grubość warstwy filtracyjnej (rys.1). Wzrasta stopień oczyszczania gnojowicy ze zwiększaniem się miąższości profilu glebowego, ale efektywność oczyszczania jest największa w początkowej drodze filtracji, w warstwie do 30 cm.

Z wieloletnich badań lizymetrycznych wykonanych w warunkach polowych wynika, że efekt eliminacji zanieczyszczeń organicznych, wyrażony ładunkiem BZT_5, w glebie piaszczystej wynosi prawie 100 % (tab.6).

Z wprowadzonych do gleby z gnojowicą składników biogennych fosfor jest również w 99 % zatrzymywany w glebie, natomiast azot mineralizuje się w glebie i



RYSUNEK 1. Redukcja podstawowych obciążeń gnojowicy w zależności od grubości warstwy filtracyjnej gruntu piaszczystego: 1 – utlenialności, 2 – azotu ogólnego, 3 – fosforu

TABELA 6. Wskaźniki oczyszczania gnojowicy w glebie lekkiej użytków zielonych deszczowanych wodą czystą

Dawka gnojowicy pełnej (m^3/ha) na rok	Ładunki (kg/ha) na rok	BZT_5	N	P
NPK mineralne	wprowadzone	6	330	46
	w odcieku z gleby	2	27	0,4
	zredukowane (%)	66,6	91,8	99,2
50	wprowadzone	1170	260	54
	w odcieku z gleby	6	25	0,3
	zredukowane (%)	99,5	90,4	99,4
100	wprowadzone	2570	477	80,2
	w odcieku z gleby	10	59	0,7
	zredukowane (%)	99,6	85,9	99,1
150	wprowadzone	4264	714	125
	w odcieku z gleby	13	205	1,0
	zredukowane (%)	99,7	71,3	99,3
200	wprowadzone	5550	942	189
	w odcieku z gleby	21	374	1,9
	zredukowane (%)	99,6	60,3	98,8

pewna część azotanów, nie wykorzystywanych przez rośliny, przenika do odcieku glebowego (Majdowski 1982, Kutera 1994).

Powyższe stwierdzenie uzasadnia stosowanie gnojowicy na podstawie bilansu azotu według proponowanego wzoru:

$$D = \frac{Z_N \cdot P_N}{C \cdot R_N \cdot 100} \quad m^3/ha \qquad (1)$$

gdzie:

D – dawka gnojowicy lub gnojówki;

Z_N – zapotrzebowanie nawożenia azotowego roślin (kg/ha);

P_N – stopień pokrycia zapotrzebowania na azot (%);

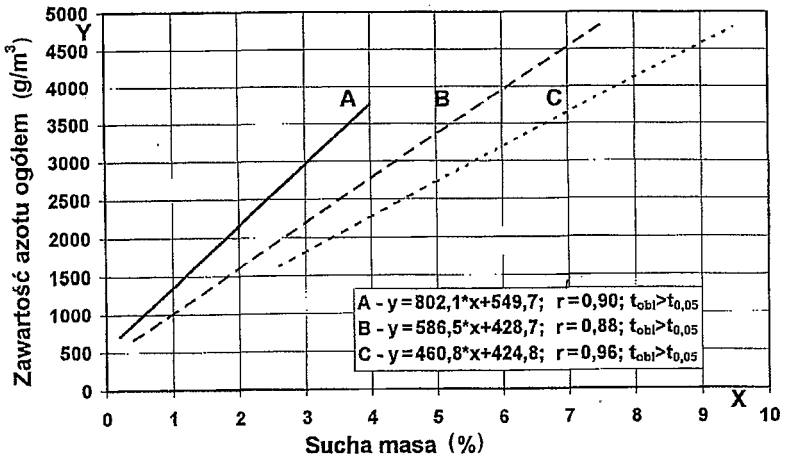
C – koncentracja azotu w gnojowicy lub w gnojówce (kg/m^3);

R_N – równoważnik nawozowy azotu w zależności od gleby i terminu stosowania 0,25–0,60 (Kutera 1994).

Pomocne dla uzyskania wartości nawozowej azotu w gnojowicy i gnojówce mogą być wykazane na rysunku 2 zależności koncentracji azotu od suchej masy, którą dla gnojowicy lub gnojówki można oznaczyć bez udziału specjalistycznego laboratorium.

Oczyszczanie w środowisku glebowo-roślinnym uciążliwych ścieków przemysłowych z gnojowicą

Biorąc pod uwagę uciążliwość dostatecznego oczyszczania biologicznego niektórych ścieków z zakładów chemicz-



RYSUNEK 2. Zależność zawartości azotu ogółem od ilości suchej masy: A – gnojówki bydlęcej, B – gnojowicy trzody chlewnej, C – gnojowicy bydlęcej

nych ze względu na nieodpowiednie w nich stosunki koncentracji węgla organicznego do związków biogennych, w latach osiemdziesiątych przeprowadzono w IMUZ we Wrocławiu cykl badań nad oczyszczaniem ścieków zakładów włókien chemicznych i celulozowo-papierniczych w środowisku glebowym z roślinnością łąkową, z zastosowaniem pożywkowania ścieków gnojowicą (Majdowski 1985). Niektóre syntetyczne wyniki tych badań zawiera tabela 7.

Rośliny łąkowe nawadniane mieszaniną tych ścieków przemysłowych z gnojowicą bydlęcą 4 razy w roku dawkami 60 mm dobrze się rozwijały. Wraz ze zwiększaniem udziału gnojowicy w mieszaninie tych ścieków, którymi nawadniano roślinność łąkową, wzrastały plony

TABELA 7. Średnie stężenia uciążliwych ścieków chemicznych pożywkowanych gnojowicą i ich odcieków z gleby z roślinnością łąkową

Kombinacja stosowania ścieków i gnojowicy	Koncentracja (g/m^3)				
	BZT_5	N	P	SO_4	Cl
Woda czysta + NP (200+80 kg/ha)	1,3	10,7	0,1	238	202
Ścieki celulozowo-papiernicze	281,0	15,5	3,4	192	392
Odcieki (mm)					
• ścieki 57,5 + gnojowica 2,5	2,3	11,0	0,1	245	208
• ścieki 55,0 + gnojowica 5,0	3,0	13,4	0,2	259	225
• ścieki 52,5 + gnojowica 7,5	3,9	18,5	0,2	280	244
Ścieki włókien chemicznych	65,8	14,4	2,2	626	533
Odcieki					
• ścieki 55,0 + gnojowica 5,0	2,7	13,5	0,2	500	331
• ścieki 52,5 + gnojowica 7,5	5,2	17,4	0,2	507	366

z 40,0 do 60,0 t/ha zielonej masy i ich wartość użytkowa była wyższa.

Uzyskano wysoki stopień oczyszczania ścieków celulozowo-papierniczych i włókien chemicznych pożywkowanych gnojowicą. Redukcja ładunków BZT_5 wynosiła 99,4–99,7%, azotu ogółem 91,1–94,5% i fosforu 99,0–99,6%.

Wnioski

1. Zgodnie z potrzebami utrzymania trwałej czystości wód wskazane jest częstsze stosowanie naturalnych metod oczyszczania ścieków w środowisku glebowo-roślinnym, zwłaszcza ścieków zasobnych w substancję organiczną i związki biogenne.

2. W środowisku gleb lekkich mineralnych z roślinnością łąkową uzyskuje się II i III° oczyszczania ścieków w zakresie dopuszczalnych norm odprowadzania ścieków do wód i do ziemi, a wody pościekowe mieszczą się w II i III klasie czystości.

3. Wykorzystywanie gnojowicy i gnojówki do nawożenia w rolnictwie, stosowane według norm opracowanych na podstawie bilansu azotu, nie zagraża czystości wód.

4. W niektórych warunkach można oczyszczać w naturalnym środowisku glebowo-roślinnym również ścieki uciążliwe przemysłu chemicznego i celulozowo-papierniczego, wykorzystując do wspomagania procesu pożywkowanie gnojowicą lub nawozami mineralnymi.

Literatura

BARTOSZEWSKI K., SZETELA R. 1995: *Współczesne metody oczyszczania ścieków i przeróbki osadów*. Mat. Konf. naukowo-techn. nt.: Problemy oczyszczania ścieków w dorzeczu Odry. RZGW Wrocław, 12.

BOĆKO J. 1979: *Oczyszczanie ścieków na użytkach zielonych*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 221; 45–62.

CZYŻYK F. 1988: *Nawodnienie roślin uprawnych miejskimi wodami ściekowymi*. Mat. semin. IMUZ 24; 28–40.

GAJDA M., GAJDA I. 1995: *Małe oczyszczalnie ścieków realizowane przez Biuro Inżynierii Wodnej i Ochrony Środowiska w Gdańsku*. Mat. konf. 53–56.

HEIDRICH Z. 1995: *Próba uporządkowania danych wyjściowych do projektowania przydomowych i zbiorczych oczyszczalni ścieków dla terenów wiejskich*. Mat. z VIII Ogólnop. Konf. Nauk.-Tech. z cyklu: Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych. Politechnika Białostocka, Wigry; 113–118.

HUS S. 1993: *Wpływ gnojowicy oraz gnojówki i ścieków wiejskich na jakość wód niektórych potoków górskich w Sudetach* (rozprawa hab.) Zesz. Nauk. AR Wrocław 113; 1–85.

KALISZ L., SAŁBUT J. 1995: *Efektywność oczyszczania ścieków w oczyszczalniach korzeniowych*. Mat. konf. nauk.-tech. nt: Problemy oczyszczania ścieków w dorzeczu Odry, RZGW we Wrocławiu, 8.

KOWAL A.L. 1994: *System oczyszczania ścieków Lemna. "Hydro"* P.P. UPH Spółka z o.o. Kielce, 12.

KOWALIK P., OBORSKA-PEMPKOWIAK H. 1994: *Zasady pracy małych hydrobotanicznych oczyszczalni ścieków*. Mat. inform. IMUZ, Falenty, 62.

KUTERA J. 1985: *Wykorzystanie ścieków przemysłu ziemniaczanego w rolnictwie*. Mat. instrukt. IMUZ 49; 33.

KUTERA J. 1986: *Wykorzystanie ścieków przemysłu spirytusowo-drożdżowego w rolnictwie.* Mat. instrukt. IMUZ 52; 38.

KUTERA J. 1990: *Wykorzystanie ścieków przemysłu owocowo-warzywnego w rolnictwie.* Mat. instrukt. IMUZ 81; 42.

KUTERA J. 1991: *Rolnicze wykorzystanie ścieków przemysłu utylizacyjnego.* Mat. instrukt. IMUZ 16; 36.

KUTERA J. 1994: *Gospodarka gnojowicą.* AR Wrocław; 1–370.

MAJDOWSKI F. 1978: *Lisometric investigations on hog form manure land disposal.* Evironment Protection Engineering 1/78. Wrocław Technical University; 62–75.

MAJDOWSKI F. 1982: *Oczyszczanie ścieków przemysłu spożywczego w glebie.* IMUZ Falenty, 100 (rozprawa hab.).

MAJDOWSKI F. 1985: *Określenie możliwości wspólnego oczyszczania i wykorzystania uciążliwych ścieków przemysłowych z gnojowicą.* Raport z badań. IMUZ,Wrocław; 64.

MAJDOWSKI F. 1988: *Oczyszczanie w glebie ścieków miejskich po mechanicznym, mechaniczno-biologicznym oczyszczaniu.* Mat. semin. IMUZ 24; 23–70.

MIODOŃSKI J., KITOWSKI K., PRZEWŁOCKI J. 1995: *Wdrożone technologie i systemy oczyszczania ścieków w kraju.* Mat. konf. nauk.-tech. nt.: Problemy oczyszczania ścieków w dorzeczu Odry, RZGW we Wrocławiu; 20.

SAPEK B. 1995: *Wymywanie azotanów oraz zakwaszanie gleby i wód gruntowych w aspekcie działalności rolniczej.* Mat. instrukt. IMUZ Falenty30; 1–32.

SIUTA J., WASIAK G. 1995: *Podstawy gruntowo-roślinnego oczyszczania ścieków.* Mat. konf. Gdańsk; 147–152.

TALIK B. 1978: *Wykorzystanie azotu i fosforu ze ścieków miejskich przez roślinność łąk i pastwisk.* Mat. konf. nauk. nt.: Rola melioracji w kształtowaniu środowiska przyrodniczego. IMUZ Falenty, 36–45.

TALIK B., KUTERA J. 1995: *Oczyszczanie ścieków z mleczarni w środowisku glebowym z roślinnością łąkową.* Wiadomości IMUZ (w druku).

Adres autorów

J. Kutera, St. Hus
Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska
AR we Wrocławiu
50–363 Wrocław, pl. Grunwaldzki 24

Franciszek MACIAK

Wartość rolnicza odpadów (SO_2 i NO_x) z odsiarczania spalin kotłowych z EC Kawęczyn

Abstract

The agricultural value of the waste (SO_2 and NO_x) from the gas of EPS Kawęczyn. Laboratory and agricultural test of the prodact (waste) consisting mainly of amonium sulphate and nitrate obtained at the pilot plant EPS Kawęczyn were carried out. Five different wastes contained from 5,1 to 26,1 of total nitrogen, with 13 kind of plants in pot and field experiments were studied. Wastes used in that experiments were similar or better in effect to compared of mineral fertilizers $(NH_4)_2SO_4$ and $(NH_4)_2NO_3$.

Key words: EPS wastes utilization, nitrogen fertilizers.

Wstęp

Energetyka cieplna polegająca na wykorzystywaniu energii pochodzącej ze spalania węgla dostarcza do atmosfery duże ilości pyłów i gazów. Spośród gazów w szczególności groźne dla środowiska przyrodniczego są tlenki siarki (SO_2) i azotu(NO_x). Usiłowania zatem w wielu krajach skierowane są na konstrukcję urządzeń (filtrów) do oczyszczania gazów spalinowych (Burghardt, Buzek 1994). Najczęściej przez odpowiedni system mokrych płuczek usuwany jest SO_2, a katalitycznie redukowany NO_x (Mat. Instytut of Nuclear Chemistry and Technology). Uzyskane w procesie oczyszczania gazów spalinowych odpady, ze względu na znaczną zawartość w nich azotu, mogą stanowić cenny nawóz dla rolnictwa (Maciak, Duczyński 1992; Maciak 1995).

Celem badań było dokonanie oceny wartości rolniczej 5 odpadów (zawierających wysokie zawartości azotu ogólnego) z pilotującej stacji oczyszczania spalin EC Kawęczyn. Wartość rolniczą odpadów określono na podstawie analiz laboratoryjnych i doświadczeń wegetacyjnych (wazonowych i polowych) z 13 gatunkami roślin na 3 różnych glebach. Porównawczymi nawozami w doświadczeniach wegetacyjnych były: 34,5% – saletra amonowa (NH_4NO_3) oraz 20,5% – siarczan amonu [$(NH_4)_2SO_4$].

Materiał i metodyka badań

Materiał badawczy stanowiło 5 odpadów – 2 rodzaje A i C wyprodukowanych w EC Kawęczyn w roku 1989 oraz 3 rodzaje odpadów A_1, B_1 i C_1 wyprodukowanych w roku 1994 (tab.1). Porównaw-

TABELA 1. Analiza chemiczna odpadów z odsiarczania i odazotowania spalin kotłowych EC Kawęczyn

Rodzaj odpadów	Rok produkcji	Barwa	pH w H_2O	Formy azotu			Si	Ca
(% s.m)				N–NH_4	N–NO_3	N og		
A (z reaktora wysokoproc.) *	1989	biały (kryst.)	4,8	20,07	1,9	21,6	–	–
C (zapopielony niskoprocent.)	1989	szary (sypki)	6,6	5,2	1,4	6,7	–	–
A_1 (z reaktora wysokoproc.)	1994	biały (kryst.)	3,0	17,5	0,6	19,0	brak	0,34
B_1 (zapopielony średnioproc.)	1994	szary (lekko zlep.)	4,4	10,03	0,3	11,2	32,4	0,59
C_1 (zapopielony niskoproc.)	1994	szary (sypki)	6,9	4,9	0,4	5,1	34,8	0,85
Popiół E.C. Kawęczyn				9,3			27,7	2,1

* – wysoko-, średnio- i niskoprocentowe w stosunku do zawartości N ogólnego.

czym nawozem w doświadczeniach wegetacyjnych dla odpadów A i C oraz „A_1", B_1 i C_1 były nawozy azotowe: 34,5% saletra amonowa (NH_4NO_3) oraz 20,5% siarczan amonu [$(NH_4)_2SO_4$].

W analizach laboratoryjnych przeprowadzonych dla oznaczenia intensywności wypłukiwania azotu w glebie oraz zachodzących w niej procesów nitryfikacyjnych określono 2 formy azotu mineralnego (N-NH_4 i N-NO_3) w odpadzie A_1, B_1, C_1. W doświadczeniach tych użyto 2 rodzaje gleb: 1) glebę mada lekka, 2) glebę piaskową.

W badanych materiałach (odpady, gleby, rośliny) wykonano poszczególne analizy chemiczne : N ogólny oznaczono przez spalenie metodą Kjeldahla, N amonowy poprzez destylację z MgO – metodą Bremnera (1965), N azotanowy poprzez destylację metodą Bremnera (1965). Makroskładniki (Si, Mg, Na, K, P) oraz (S, B, Al) oznaczono wg przyjętych metod w chemii rolnej. Metale ciężkie (Zn, Cu, Pb, Cr, Mn, Ni, Cd) w odpadach i materiale roślinnym oznaczono po hydrolizie w 20% HCl wg ASA.

Wartość nawozową odpadów oceniano na podstawie :

- analiz chemicznych odpadów,
- doświadczeń laboratoryjnych nad nitryfikacją i wymywaniem azotu w glebie z wprowadzonych odpadów,
- doświadczeń wegetacyjnych (wazonowych i polowych) wraz z oceną wysokości plonów roślin nawożonych odpadami,
- składu chemicznego roślin nawożonych odpadami.

W doświadczeniach wegetacyjnych (wazonowych i polowych) zastosowano 13 azotolubnych roślin (warzywnych i polowych). Spośród roślin warzywnych były to: 1) szpinak, 2) burak czerwony, 3)

Mg	Fe	Na	K	P	S	Zn	Cu	Pb	Cr	B	Al
(% s.m)						(ppm)					
–	–	– –	–	–	–	–	–	–	–	–	–
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0,43	0,002	0,11	0,12	0,0	4,95	55	48,7	6,0	13,7	10,0	200
0,35	3,80	0,50	1,20	0,07	3,90	151,7	150,0	16,0	56,3	12,3	25 000
0,43	0,93	0,10	0,25	0,13	3,90	99,3	78,3	40,7	53,7	16,3	10 000
1,7	2,9	0,3	1,4	0,13	0,6	60,5	80,3	19,5	93,7	13,1	31 875

jarmuż, 4) kalarepa, 5) brukselka, 6) seler, 7) kapusta głowiasta, 8) cebula. Spośród roslin polowych : 9) owies, 10) kukurydza (koński ząb), 11) burak pastewny,, 12) jęczmień, 13) rzepa ściernisko-wa.

Doświadczenia wegetacyjne wazonowe i polowe przeprowadzono wg ogólnie przyjętych zasad stosowanych w doświadczalnictwie i chemii rolnej.

Wyniki badań

Analiza odpadów pod względem azotu

Analizę chemiczną odpadów (z odsiarczania i odazotowania spalin kotłowych EC Kawęczyn) zawiera tabela 1. Pod względem procentowej zawartości azotu ogólnego można wydzielić 3 grupy odpadów: A, A_1 – jako wysokoprocentowe (21,6 i 19,0% N), B_1 – jako średnioprocentowe (11,2% N), oraz C, C_1 – jako nisko procentowe (6,7 i 5,1% N) nawozy azotowe.

Omawiane odpady z oczyszczania spalin zawierają głównie azot w formie amonowej. Zawartość azotu wynosi w nich od 4,9 do 20,7% ($N\text{-}NH_4$). Udział formy azotanowej w odpadach jest niewielki, wynosząc odpowiednio od 0,3 do 1,9% ($N\text{-}NO_3$). Ilość azotu amonowego w odpadach ulega także zmniejszeniu w miarę procentowego zmniejszania się w nich zawartości azotu ogólnego. Określone jako wysokoprocentowe (A, A_1) i średnioprocentowe (B_1) pod względem zawartości azotu odpady charakteryzują się białą barwą (formą krystaliczną), kwaśnym odczynem (pH 3,0 – 4,8) oraz dużą hygroskopijnością. Odpady C, C_1 charakteryzują się natomiast odczynem

prawie obojętnym (pH = 6,6 – 6,9), niską zawartością azotu ogólnego. Barwa tych odpadów jest szara, konsystencja sypka, podobna do popiołu elektrownianego.

Z przedstawionych danych liczbowych (tab.1) wynika, że odpady A, A_1 zawierają odpowiednio 21,6 i 19,0% N ogólnego i podobne są do siarczanu amonowego (20,5% N), tj. nawozu stosowanego powszechnie w rolnictwie. Odpady te mogą być zatem w pełni wykorzystane do nawożenia roślin uprawnych.

Odpady B, C, C_1 można określić jako średnio bądź niskoprocentowe nawozy azotowe, około 1/2 do 2/3 słabsze w działaniu nawozowym od odpadów oznaczonych jako wysokoprocentowe A, i A_1.

Biorąc pod uwagę znaczną w odpadach zawartość azotu formy azotanowej, a także makroelementów (Ca, Mg, Na, K, P), odpady w takiej postaci mogą być wykorzystane w rolnictwie szczególnie w uprawie roślin ogrodniczych, jako szybko działające nawozy azotowe, wzbogacone dodatkowo w inne makroelementy.

Analiza odpadów pod względem makro- i mikroelementów

Badane odpady (tab.1) zawierają też znaczne ilości niektórych makroskładników, takich jak: Ca, K, Na i S oraz mikroelementów: Zn, Cu, B. Wymienione mikroelementy często są niezbędne dla wzrostu niektórych gatunków roślin. Szczególnie dotyczy to Cu i B, których deficyt w glebie może powodować choroby, szczególnie u roślin warzywnych.

Inne pierwiastki zawarte w odpadach, jak Pb i Cr, aczkolwiek toksyczne dla środowiska, lecz (ze względu na ich niewielką zawartość w odpadach) nie stanowią one większego zagrożenia dla organizmów żywych, uwzględniając fakt, że pierwiastki te wprowadza się do środowiska glebowego w dużym rozcieńczeniu.

W tabeli 1 przedstawiono również skład chemiczny popiołu z EC Kawęczyn dla ustalenia stopnia przechodzenia pierwiastków chemicznych występujących w węglu do spalin stanowiących bazę do produkcji nawozów azotowych.

Z przedstawionych danych wynika, że wszystkie pierwiastki znajdujące się w popiele występują również w analizowanych odpadach spalinowych zawierających azot. Istnieją jednak wyraźne różnice w zawartościach poszczególnych pierwiastków chemicznych znajdujących się w popiele EC Kawęczyn i w odpadach spalinowych. Analizując zatem pierwiastki znajdujące się w poszczególnych odpadach (A_1, B_1, C_1), można zauważyć wyraźne różnice ilościowe dotyczące zawartości takich pierwiastków, jak: Ca, K, Zn, Cu, Pb, co może być związane z technologią produkcji oczyszczania spalin.

Procesy nitryfikacji i wymywania form azotu z gleby nawożonej odpadami spalinowymi

Procesy nitryfikacji azotu i wymywania składników azotowych (NH_4 + NO_3) po wprowadzeniu odpadów spalinowych do gleby przedstawiono w tab. 2 i 3. Tabela 2 ilustruje przebieg tych procesów w madzie lekkiej, natomiast tabela 3 przedstawia przebieg ich w glebie piaskowej. Porównawczymi nawozami w tym do-

TABELA 2. Przebieg nitryfikacji i wymywania form azotu w glebie (mada lekka – a) z dodatkiem różnych nawozów* w mg/100g gleby

Okres inkubacji i wymywania N (tygodnie)	Zastosowane nawozy do gleby								
	„0"			saletra amonowa (NH_4NO_3)			siarczan amonu [$(NH_4)_2SO_4$]		
	N-NH_4	N-NO_3	NH_4+ NO_3	N-NH_4	N-NO_3	NH_4+ NO_3	N-NH_4	N-NO_3	NH_4+ NO_3
2	0,08	0,13	0,21	73,6	71,4	145,0	202,4	5,0	207,4
4	0,02	0,16	0,18	25,1	26,7	51,8	14,0	2,5	16,5
6	0,10	0,30	0,40	26,8	20,3	56,5	32,7	3,9	36,6
8	0,14	0,33	0,47	20,3	22,7	43,0	35,1	2,7	37,8
10	0,07	0,21	0,28	15,0	19,9	34,0	28,9	1,8	30,7
12	0,08	0,26	0,34	11,2	14,1	25,3	24,4	1,2	25,6
14	0,09	0,25	0,34	9,1	9,5	18,6	21,6	1,5	23,1
16	0,12	0,29	0,41	10,1	10,1	18,2	15,7	3,4	19,1
Razem	0,70	1,93	2,63	189,2	204,1	393,3	374,8	22,0	396,8
Okres inkubacji i wymywania N (tygodnie)	odpad A_1			odpad B_1			odpad C_1		
2	302,1	41,4	343,5	307,3	15,5	322,8	233,8	14,1	247,9
4	17,7	3,8	21,5	23,9	2,5	26,4	27,6	2,4	30,0
6	3,9	3,1	7,0	5,8	3,6	9,4	11,4	7,3	18,7
8	1,6	3,0	4,6	2,5	4,1	6,6	2,3	3,7	6,0
10	1,1	4,0	5,1	2,7	5,4	8,1	1,2	2,8	4,0
12	0,9	3,0	3,9	1,1	1,8	2,9	1,8	2,9	4,7
14	0,9	2,0	2,9	0,8	1,9	2,7	2,0	1,7	3,7
16	1,0	1,8	2,8	0,9	1,8	2,7	0,9	1,3	2,2
Razem	329,2	62,1	391,3	395,0	36,6	392,6	281,0	36,2	317,4

* w doświadczeniu zastosowano 390,6 mg N/100g gleb w formie różnych nawozów; $NIR_{0,05}$ – 17 (dla N-NH_4) w mg/100g gleby; $NIR_{0,05}$ –1,4 (dla N–NO_3) w mg/100 g gleby

świadczeniu były: saletra amonowa (NH_4NO_3) oraz siarczan amonu [$(NH_4)_2SO_4$]

Z przedstawionych danych (tab. 2 i 3) wynika, że wyprodukowane odpady pod względem zachodzących procesów nitryfikacyjnych i wymywania form azotu w glebie w niewielkim stopniu różnią się od konwencjonalnych nawozów azotowych stosowanych w rolnictwie, a nawet wykazują od nich większą wartość nawozową ze względu na zmniejszoną intensywność wypłukiwania ich z gleby. Wyraźnie mniejsze wypłukiwanie azotu z gleby od

TABELA 3. Przebieg nitryfikacji i wymywania form azotu w glebie (gleba piaskowa – b) z dodatkiem różnych nawozów* w mg/100g gleby

Okres inkubacji i wymywania N (tygodnie)	Zastosowane nawozy do gleby								
	„0"			saletra amonowa (NH_4NO_3)			siarczan amonu [$(NH_4)_2SO_4$]		
	N-NH_4	N-NO_3	NH_4+ NO_3	N-NH_4	N-NO_3	NH_4+ NO_3	N-NH_4	N-NO_3	NH_4+ NO_3
2	0,05	1,37	1,42	168,1	177,4*	345,6*	315,3	5,3	320,7
4	0,04	0,31	0,35	5,4	6,0	11,4	6,7	5,3	12,0
6	0,11	0,46	0,57	4,1	9,0	13,1	2,7	7,8	10,5
8	0,13	0,18	0,31	2,4	5,1	7,5	1,6	4,0	5,6
10	0,08	0,12	0,20	1,4	3,9	5,4	1,1	2,5	3,5
12	0,10	0,10	0,20	1,6	2,4	4,0	1,4	1,4	2,8
14	0,22	0,15	0,37	1,8	1,8	3,7	1,3	1,2	2,5
16	0,07	0,16	0,23	1,3	1,3	2,5	1,6	2,0	3,6
Razem	0,80	2,85	3,65	186,1	206,9	395,0	331,7	29,5	361,2
Okres inkubacji i wymywania N (tygodnie)	odpad A_1			odpad B_1			odpad C_1		
2	352,5	40,8	393,2	351,0	10,7	361,7	230,5	14,7	245,2
4	14,6	1,5	16,1	14,4	1,1	15,5	15,4	5,3	20,7
6	2,9	0,8	3,7	2,5	0,9	3,4	4,8	4,9	9,7
8	1,5	2,4	3,9	2,6	1,7	4,3	2,2	5,1	7,2
10	1,7	6,3	8,0	1,7	7,4	9,1	1,4	2,8	4,2
12	1,3	2,2	3,5	0,5	1,9	2,4	1,6	2,5	4,1
14	0,9	1,1	2,0	1,2	1,6	2,8	1,5	1,7	3,2
16	1,0	1,0	2,0	1,4	1,5	2,9	1,2	1,9	3,1
Razem	376,4	56,1	432,5	375,3	26,8	402,1	258,6	38,9	297,5

* w doświadczeniu zastosowano 390,6 mg N/100g gleby w formie różnych nawozów; $NIR_{0,05}$ –17 mg/100g gleby (dla N-NH_4): $NIR_{0,05}$ – 1,4 mg/100g gleby (dla N-NO_3)

pozostałych odpadów (A_1 i B_1), a także od porównanych nawozów azotowych (NH_4NO_3 i $(NH_4)_2SO_4$ wykazał odpad C_1. Odpad ten zatem można traktować jako wolno działający nawóz azotowy, znacznie lepiej sorbowany przez glebę niż pozostałe nawozy.

Plony roślin

W badaniach nad plonowaniem roślin nawożonych różnymi odpadami azotowymi z EC Kawęczyn uwzględniono 5 rodzajów odpadów spalinowych (A, C oraz A_1, B_1, C_1). Ponadto 3 rodzaje gleb: madę lekką (Ursynów), madę lekką (Wilanów), glebę piaskową (Zastów) z upra-

wą na nich 13 gatunków roślin. Porównawczymi (kontrolnymi) nawozami w ocenie wysokości plonowania poszczególnych gatunków roślin w stosunku do odpadów spalinowych były nawozy azotowe (mineralne) powszechnie stosowane w uprawach rolniczych (siarczan amonu i azotan amonu). Nawozy azotowe pod rośliny stosowano w równoważnej dawce zawartości azotu (N) znajdującego się w odpadach spalinowych. Zbiorcze wyniki plonów roślin z doświadczeń wazonowych i polowych przedstawiają tabele 4 i 5.

Z przedstawionych danych liczbowych wymienionych tabel wynika, że plony roślin pochodzących zarówno z doświadczeń wazonowych, jak i doświadczeń polowych nie wykazują wyraźnych różnic, wskazujących na gorsze działanie nawozowe odpadów z oczyszczania gazów spalinowych niż porównywanych z nimi nawozów azotowych (siarczanu amonu i azotanu amonu).

Przeciwnie, w wielu przypadkach (tab. 4 i 5) wyższe działanie nawozowe wykazały użyte odpady. Również pod względem jakości (składu chemicznego) otrzymane plony roślin nie różnią się w większym stopniu między sobą nawożonych odpadami i nawozami mineralnymi. Ilustruje to tabela 6, zawierająca skład chemiczny roślin pod względem makro- i mikroelementów.

Podsumowanie i wnioski

W przeprowadzonych badaniach laboratoryjnych i wegetacyjnych (wazonowych i polowych) nad możliwością wykorzystania odpadów z odsiarczania spalin kotłowych jako nawozów azotowych szczegółowej ocenie chemicznej pod względem zawartości form azotu mineralnego (N og., N-NH_4, N-NO_3) poddano 5 rodzajów odpadów: 2 rodzaje (A, C) pochodziły z produkcji EC Kawęczyn z 1989 roku, 3 rodzaje (A_1, B_1, C_1) pochodziły z EC Kawęczyn z 1993 roku. Poza formami azotowymi, w 3 rodzajach odpadów spalinowych (A_1, B_1, C_1) oraz w popiele EC Kawęczyn dodatkowo określono zawartość innych pierwiastków makro- i mikroelementów.

Ocenie pod względem wartości nawozowej poddano 5 ww. rodzajów odpadów spalinowych, z uprawą 13 gatunków roślin azotolubnych (warzywnych i polowych). Wartość nawozową odpadów porównywano z wartością nawozową saletry amonowej (NH_4NO_3) oraz siarczanu amonu [$(NH_4)_2SO_4$]. Szczegółowej analizie pod względem azotu oraz makro- i mikroelementów poddano rośliny. Przeprowadzono również doświadczenia inkubacyjne nad intensywnością nitryfikacji azotu w odpadach spalinowych (A_1, B_1, C_1) oraz nad wymywaniem azotu z gleby.

1. Analizowane odpady (A, C, A_1, B_1, C_1) zawierały (%): azotu ogólnego – A-21,6; C-6,7; A_1-19,6; B_1-11,2; C_1-5,1; azotu amonowego – A-20,7; C-5,2; A_1-17,5; B_1-10,3; C_1-4,9; azotu azotanowego – A-1,9; C-1,4; A_1-4,6; B_1-0,3; C_1-0,4. Wysokoprocentowe (pod względem zawartości azotu) odpady (A, A_1) posiadały barwę białą, krystaliczną, charakteryzowały się wysoką hydroskopijnością. Odpady (C, B_1,C_1) posiadały barwę szarą (barwa popiołu), były sypkie (pylące), odczyn (pH) wahał się w nich od pH 3,0 (A_1) do 6,9 (C_1).

TABELA 4. Plony roślin nawożonych różnymi formami azotu (g/wazon z.m.)

Gleba	Nawożenie	Szpinak	Burak czerwony (korzenie)	Jarmuż	Kalarepa	Cebula	Kapusta brukselka	Kapusta głowiasta	Seler (korzeń)	Owies (ziarno)
Mada lekka Wilanów	PK +NH_4NO_3	44,7	47,5	57,8						
	PK + N A (21,6%N)	42,7	69,7	69,7						
	PK + N C (6,7% N)	46,7	43,9	51,0						
$NIR_{0,05}$ g/w		1,8	5,3	6,2						
	„O"				66,2	70,0				
Mada lekka Ursynów	PK +NH_4NO_3				191,5	115,0				
	PK+$(NH_4)_2$ SO_4				162,8	111,0				
	PK+N A_1 (19% N)				197,8	99,0				
	PK+N B_1 (11% N)				178,2	107,0				
	PK+N C_1 (5,1% N)				153,8	68,0				
$NIR_{0,05}$ g/w					80,3	14,8				
	„O"						65,0	71,9	50,1	6,0
Gleba piaskowa Zastów	PK+NH_4NO_3						227,0	303,7	188,7	21,0
	PK+$(NH_4)_2$ SO_4						254,0	423,6	134,2	20,5
	PK+N A_1 (19% N)						291,0	359,7	138,3	23,6
	PK+N B_1 (11% N)						269,0	344,5	126,5	23,2
	„O"						68,0	67,6	44,5	9,2
Mada lekka Wilanów	PK+NH_4NO_3						313,0	339,2	124,7	31,8
	PK+$(NH_4)_2$ SO_4						284,0	461,2	86,2	71,1
	PK+N A_1 (19% N)						293,0	381,7	74,2	74,0
	PK + B_1 (11% N)						282,0	383,6	63,7	68,7
$NIR_{0,05}$ g/w w zależności od gleby (p 10 – 19)							17,6	29,6	10,0	2,3
$NIR_{0,05}$ g/w w zależności od nawożenia							27,8	46,7	15,3	3,6

TABELA 5. Plony roślin nawożonych różnymi formami azotu (doświadczenie polowe)

Rodzaj gleby	Nawożenie	(t/ha)						
		Kukurydza	Burak pastewny		Jęczmień jary		Rzepa ścierniskowa	
		zielona masa	liście z.m.	korzeń z.m.	ziarno p.s.m	słoma p.s.m	korzeń z.m.	liście z.m.
Mada lekka (Ursynów)	„O"	66,7	41,0	94,0	2,62	2,52	27,5	5,7
Mada lekka (Ursynów)	PK+NH_4NO_3	75,8	43,5	114,5	4,63	4,70	42,7	10,2
Mada lekka (Ursynów)	PK+N-$(NH_4)_2SO_4$	85,6	34,6	109,6	4,25	4,14	48,0	10,5
Mada lekka (Ursynów)	PK+N A_1 (krystal. 19 %)	89,3	31,3	105,5	4,57	4,60	42,5	9,5
Mada lekka (Ursynów)	PK+N B_1 (zapopiel.11%)	81,5	33,3	110,6	3,742	4,22	35,5	7,0
$NIR_{0.05}$ (q/ha)		15,8	12,5	12,0	0,364	0,921	6,22	1,88

p.s.m. – plon suchej masy
z.m. – zielona masa

TABELA 6. Skład chemiczny kukurydzy i buraka pastewnego

Nazwa kombinacji	N ogólne	Ca (%)	Mg (%)	Na (%)	K (%)	P (%)	Fe	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr
	% s.m						ppm					
Kukurydza - ziarno												
„0"	1,32	0,30	0,07	0,003	0,50	0,38	33,0	23,5	3,6	9,0	<0,6	<1,0
PK+N-NH_4NO_3	1,68	0,23	0,10	0,003	0,44	0,40	57,0	38,0	6,0	11,0	< 0,6	< 1,0
PK+N-/$NH_4/_2SO_4$	1,61	0,19	0,09	0,003	0,40	0,40	27,0	29,0	5,4	6,0	< 0,6	< 1,0
PK+N A_1 /krystal. 19%/	1,67	0,17	0,10	0,003	0,50	0,42	25,0	26,0	4,4	6,0	< 0,6	< 1,0
PK+N B_1 /zapopiel. 11%/	1,58	0,18	0,09	0,004	0,50	0,40	34,0	37,0	11,0	6,0	< 0,6	< 1,0
Kukurydza - łodyga												
„0"	1,00	0,41	0,11	0,008	1,90	0,20	76,0	2,5	1,7	śl. < 6	1,0	< 3,3
PK+N-NH_4NO_3	0,84	0,40	0,09	0,01	1,70	0,21	65,0	9,7	11,2	śl. < 6	1,0	< 3,3
PK+N-/$NH_4/_2SO_4$	0,99	0,62	0,12	0,01	2,40	0,23	107,0	15,5	4,2	śl. < 6	1,0	< 3,3
PK+N A_1 /krystal. 19%/	0,99	0,25	0,08	0,02	1,80	0,20	99,0	12,0	1,8	śl. < 6	1,0	< 3,3
PK+N B_1 /zapopiel. 11%/	0,81	0,35	0,10	0,02	1,90	0,20	95,0	15,0	1,9	śl. < 6	1,0	< 3,3
Burak pastewny - korzeń												
„0"	0,79	0,19	0,10	0,07	2,5	0,2	101,0	41,0	3,94	111,0	1,0	1,0
PK+N-NH_4NO_3	0,94	0,14	0,12	0,10	2,6	0,2	64,6	39,6	4,76	42,9	1,0	1,0
PK+N-$(NH_4)_2S_4$	0,60	0,11	0,08	0,06	2,1	0,2	75,2	30,9	3,40	62,1	1,0	1,0
PK+N A_1 /krystal. 19%/	0,66	0,07	0,60	0,05	3,0	0,26	43,0	13,1	0,56	30,8	1,0	1,0
PK+N B_1 /zapopiel. 11%/	0,62	0,12	0,50	0,07	2,2	0,2	76,2	32,1	5,6	5,2	1,0	1,0
Burak pastewny - liście												
„0"	2,07	1,04	0,65	0,70	3,8	0,24	244,0	68,0	4,28	2,4	1,0	1,0
PK+N-NH_4NO_3	2,24	1,44	0,59	0,70	4,5	0,28	360.0	72,0	6,68	13,3	1,0	1,0
PK+N-$(NH_4)_2SO_4$	2,60	1,14	0,51	0,60	4,1	0,30	260,0	81,0	6,98	1,5	1,0	1,0
PK+N A_1 /krystal. 19%/	2,64	1,24	0,83	0,70	4,1	0,31	221,0	41,0	7,82	2,0	1,0	1,0
PK+N B_1 /zapopiel. 11%/	2,60	1,93	0,83	0,70	3,0	0,28	254,0	60,0	8,40	16,3	1,0	1,0

2. Analizowane pod względem składu chemicznego odpady (A_1, B_1, C_1) charakteryzowały się znaczną zawartością w swej masie innych (poza azotem) pierwiastków – makro- i mikroelementów, które znajdowano również w popiele EC Kawęczyn. Z analizy składu chemicznego roślin (nawożonych odpadami) wynika, że domieszka w badanych odpadach innych poza azotem pierwiastków chemicznych nie stanowi zagrożenia dla środowiska glebowego, w przypadku użycia tych odpadów jako nawozów. Przeciwnie, szereg składników chemicznych, jak np. Ca, Mg, K, P, S, a także Cu, B mogą zwiększyć wartość nawozową odpadów.

3. Występująca w odpadach forma azotu amonowego wolno i stopniowo ulega w glebie nitryfikacji. Obydwie formy azotu ($N\text{-}NH_4$ i $N\text{-}NO_3$) znajdujące się w odpadach, są łatwo rozpuszczalne w wodzie, a zatem dostępne dla roślin. Azot zawarty w odpadach spalinowych ulega podobnym przemianom w glebie jak azot z porównywanych nawozach azotowych (NH_4NO_3 i $(NH_4)_2SO_4$.

4. Oceniając wartość nawozową w doświadczeniach wegetacyjnych 5 omawianych rodzajów odpadów (A, C, A_1, B_1, C_1), w stosunku do działania kontrolnego azotanu amonu i siarczanu amonu, można stwierdzić, że wartość nawozowa analizowanych odpadów nie odbiegała, a często (dla niektórych roślin) była wyższa od wartości nawozowej powszechnie stosowanych obydwóch nawozów azotowych. Zarówno odpady z oczyszczania spalin, jak i nawozy azotowe były stosowane pod 13 gatunków roślin (burak ćwikłowy, szpinak, jarmuż, kalarepa, brukselka, kapusta głowiasta, seler, owies, kukurydza, burak pastewny, jęczmień jary, rzepa ścierniskowa) w tych samych ilościach i warunkach doświadczenia.

5. Uzyskane plony roślin w warunkach doświadczeń wazonowych i polowych oraz nie budzące obaw ze względu na jakość rośliny wskazują na wysoką wartość nawozową (pod względem azotu) odpadów z oczyszczania spalin. Odpady w działaniu nawozowym nie ustępują powszechnie stosowanym nawozom azotowym, stosowanym w rolnictwie, a w niektórych przypadkach mogą dać nawet lepsze efekty.

Literatura

BREMNER J.M. 1965: *Methods of soil analysis.* Part 2 *Chemical and microbiological properties.* Amer. Soc. of Agr.Inc.Mad.Wisconcs USA.

BURGHARDT A., BUCZEK J. 1994: *Ograniczenie emisji szkodliwych gazów.* PAN, Nauka 3.

MACIAK F., DUCZYŃSKI P. 1992: *Ocena wartości produkcyjnej nawozów azotowych uzyskanych w czasie spalania węgla kamiennego.* Mat.konf.nauk. Ochrona i kształtowanie środowiska rolniczego. Wydz. Mel. i Inż. Środ. SGGW.

MACIAK F. 1995 : *Wykorzystanie odpadów z odsiarczania spalin kotłowych jako nawozów azotowych.* Kat. Rekult. Środ. Przyrod. EC Kawęczyn (maszynopis)

OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI S., SZCZUBIATKO Z. 1991: *Metodyka analizy i oceny właściwości gleb i roślin.* Katalog, Warszawa.

Pilot plant for electron beam removal of SO_2 and NO_x from flue gas at EPS Kawęczyn. Mater. Instyt. of Nuclear Chem. and Technolog. Warszawa 1989.

Adres autora

F. Maciak

Katedra Rekultywacji Środowiska

Przyrodniczego SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Franciszek MACIAK

Wpływ użytkowania łąkowego, polowego i leśnego gleb torfowych na stopień przeobrażenia w nich związków azotowych

Abstract

The effect of grassland, arable and forest utilization on the transformation the nitrogen compounds in peat soils. The content of total nitrogen and amine-N, amide-N, hexozamine-N and nonhydrolyzable forms of nitrogen as well as aminoacids composition were studied in field experiments. The soil samples were taken from the horizons of three selected profiles, after 25 years under grassland or arable land utilization as well as one site had been forested for over 80 years. The field under grassland and arable land utilization were fertilized in every years with (NPK). The site covered by forest were not fertilizated. Laboratory results of the research revealed differences in the organic form of nitrogen (amide-N, amine-N, hexozamine-N, nonhydrolyzable and aminoacids) compositions of the peat soils according to the systems of their utilization, decomposition degree and the depth of the soil layers. In soil hydrolizates from 12 to 18 aminoacids were confirmed.

Key words: croping systems, peat soils, forms of nitrogen, aminoacids.

Wstęp

Wszystkie rodzaje użytkowania rolniczego gleb torfowych prowadzą w zasadzie do rozkładu torfu, a także do wielu zmian o charakterze fizyczno-chemicznym i biochemicznym. Nasilenie tych zmian zależy w dużym stopniu od rodzaju siedliska glebowego z którym wiążą się warunki powietrzne, wodne, cieplne i troficzne (Bremner 1957; Maciak, Sochtig 1976; Maciak i in. 1977; Maciak 1988). Czynniki te uwarunkowane są najczęściej działalnością gospodarczą człowieka, który wpływa pośrednio bądź bezpośrednio na przebieg procesów rozkładowych torfu. Poprzez zabiegi agrotechniczne kształtuje nowe cechy gleb torfowych, uwidaczniające się w ich zmianach ilościowych i jakościowych. Dotyczy to zwłaszcza zawartości w nich celulozy, hemicelulozy, kwasów huminowych, a przede wszystkim poszczególnych form azotu organicznego i mineralnego (Stefenson 1956; Maciak, Sochtig 1976; Maciak 1988).

Celem niniejszej pracy było porównanie zmian biochemicznych, jakie wystąpiły w glebach torfowych na skutek wieloletniego użytkowania łąkowego, polowego i leśnego. W badaniach określono zmiany we frakcjach azotu organicznego w utworach z różnych poziomów profilów gleb torfowych, a w szczególno-

ści zawartości w nich poszczególnych aminokwasów.

Materiał i metody badań

Materiał stanowiły próbki gleb torfowych z głębokości: 5–10 cm, 25–30 cm, 55–60 cm, 95–100 cm z poletek znajdujących się w ZD Biebrza. Tamtejsze gleby utworzone z torfowisk niskich były użytkowane (z nawożeniem NPK) jako łąki i pola przez 25 lat. W sąsiedztwie na takich samych glebach torfowych rósł około 80-letni las brzozowy (z brzozą omszoną).

Użytkowanie rolnicze: łąka – typowa mieszanka traw (dla warunków torfowych), pole – (płodozmian) marchew, peluszka, pszenica jara. Łąkę i pole nawożono corocznie dawką NPK – 100 kg KO, 50 kg PO, 30 kg N.

Rodzaj i stopień rozkładu torfu świeżych próbek glebowych określono metodą mikroskopową, wartości pH (w H_2O) mierzono potencjometrycznie. Do analiz chemicznych i biochemicznych użyto zmielonych i przesianych (średnica oczek 2 mm) suchych próbek glebowych.

Materię organiczną i zawartość popiołów w torfach określono przez spalanie próbek w temp. 550° C. Węgiel określono metodą suchego spalania, azot metodą mikro-Kjeldahla.

Frakcję kwasów huminowych określono wg Kononowej i Belchikowej, węglowodany (celulozę i hemicelulozę) wg Stefensona.

Hydrolizę powietrznie suchych próbek torfu przeprowadzono w 6M HCl w temp.120°C w ciągu 18 godz. Skład frakcji azotu po(hydrolizie) oznaczono wg Bremnera. Określono następujące formy azotu : N-ogól, N-heksozaminowy, N-amidowy, N-aminowy, N-huminowy nierozpuszczalny.

Aminokwasy w próbkach glebowych określono metodą chromatografii cieczowej (Biatronik LC 600), po hydrolizie próbek 6 M HCl w ciągu 18 godz. w temp. 120° C.

Wyniki badań

Analizowane gleby torfowe, obok zhumifikowanej materii organicznej, zawierają w znacznych ilościach szczątki roślin torfotwórczych, przy czym profile gleb spod łąki i pola bogate są w szczątki turzyc i trzciny, natomiast profil gleby spod lasu brzozowego zawierał w swej masie głównie szczątki drewna.

Odczyn (pH) gleb wahał się od 4,5 do 5,4 (tab.1), stopień rozkładu torfu we wszystkich trzech profilach wynosił od 25 do 70%. Stopień rozkładu torfu zależał zarówno od głębokości profilu glebowego, jak i od rodzaju użytkowania gleby (tab.1). Najsilniej rozłożone są 2 pierwsze warstwy gleby torfowej użytkowanej pod łąką oraz silnie rozłożony jest cały profil gleby torfowej pod lasem. Stopień rozkładu torfu wynosi tam od 40 do 70%. Stopień rozkładu torfów w profilu gleby użytkowanej polowo wynosi od 30 do 60% i jest największy w warstwie spągowej (60%).

Długoletni okres użytkowania gleb torfowych spowodował zwiększenie w nich popiołu, a zmniejszenie materii organicznej. Dotyczy to zwłaszcza warstw

TABELA 1. Charakterystyka badanych gleb torfowych

Nr próbki	Warstwa (cm)	pH w H_2O	Gatunek torfu	Stopień rozkładu (%)	Popielność	Materia organiczna	Kwasy huminowe	Węglowodany		
								celuloza	hemiceluloza	suma
					(% s.m.)					
					Łąka (NPK)					
1	5–10	4,8	murszowy	70	13,61	86,39	31,01	0,68	8,02	8,70
2	25–30	5,1	turzycowy	40	10,48	89,52	23,50	0,46	5,87	6,33
3	55–60	5,2	trzcin.-turz.	35	12,00	87,98	23,64	0,80	3,73	4,53
4	95–100	5,4	trzcinowy	25	12,83	87,17	16,70	1,57	4,39	5,96
					Pole (NPK)					
1	5–10	4,8	murszowy	35	12,26	87,74	26,46	0,44	7,49	7,93
2	25–30	5,0	turzycowy	30	10,92	89,08	25,97	1,40	5,23	6,63
3	55–60	5,2	trzcin.-turz	40	11,91	88,09	31,68	0,24	4,34	4,58
4	95–100	4,9	olchowy	60	14,92	85,08	30,60	1,17	4,11	5,28
					Las (O)					
1	5–10	4,5	murszowy	60	15,07	84,93	31,05	0,59	7,40	7,99
2	25–30	4,9	olchowy	40	9,04	90,96	22,69	1,61	6,53	8,14
3	55–60	5,2	olchowy	50	10,21	89,79	20,08	1,07	4,45	5,42
4	95–100	5,4	olchowy	60	19,85	80,15	30,00	0,55	3,66	4,21

wierzchnich gleb, a w szczególności gleby spod pokrywy leśnej.

Pod względem zawartości kwasów huminowych występują pewne różnice w trzech badanych profilach glebowych: gleby profilu leśnego są stosunkowo najbogatsze w kwasy huminowe, szczególnie w warstwie wierzchniej (murszowej) i w warstwie spągowej, gleby profilu łąkowego są również bogate w kwasy huminowe, lecz tylko w warstwie murszowej, gleby użytkowane polowo zawierają natomiast najwięcej kwasów huminowych w warstwach spągowych z profilu glebowego.

Pod względem zawartości celulozy i hemicelulozy nie ma większych różnic między badanymi profilami glebowymi. Najbogatsze w węglowodany są warstwy wierzchnie, szczególnie gleby łąkowe (5–10 cm), oraz warstwy podpowierzchniowe (25–30 cm) analizowanych gleb.

W trakcie przemian zachodzących w glebach torfowych występują znaczne straty zawartej w nich materii organicznej. Równolegle można zaobserwować także zwiększenie w nich ilości niektórych związków organicznych. Pod względem zawartości węgla analizowane gleby łąkowe, polowe i leśne nie różnią się w dużym stopniu między sobą (tab.2).

Najuboższe w węgiel ogółem są warstwy wierzchnie gleb (5–10 cm), najbogatsze natomiast warstwy poddarniowe (z poziomu 25–30 cm). Azotu ogółem najwięcej zawierają warstwy wierzchnie wszystkich gleb. Stosunek C:N (zbliżony do 11) w wierzchnich warstwach gleb wskazuje na wysoki stopień zaawansowania procesów rozkładowych, jaki miał miejsce we wszystkich trzech profilach glebowych różnie użytkowanych gleb.

Omawiane gleby różnią się miedzy sobą pod względem zawartości azotu ogólnego oraz poszczególnych jego form. Zróżnicowania te zależą od rodzaju użytkowania gleby (łąkowego, polowego bądź leśnego). Nie są one też jednakowe w odniesieniu do poszczególnych warstw profilów gleb torfowych (rys.1). Azot heksozaminowy utrzymuje się np. w glebie użytkowanej łąkowo na niskim poziomie (2–3,5% N ogółem). Tej formy azotu jest prawie dwukrotnie więcej w glebie użytkowanej polowo bądź pod lasem niż w glebie pod łąką.

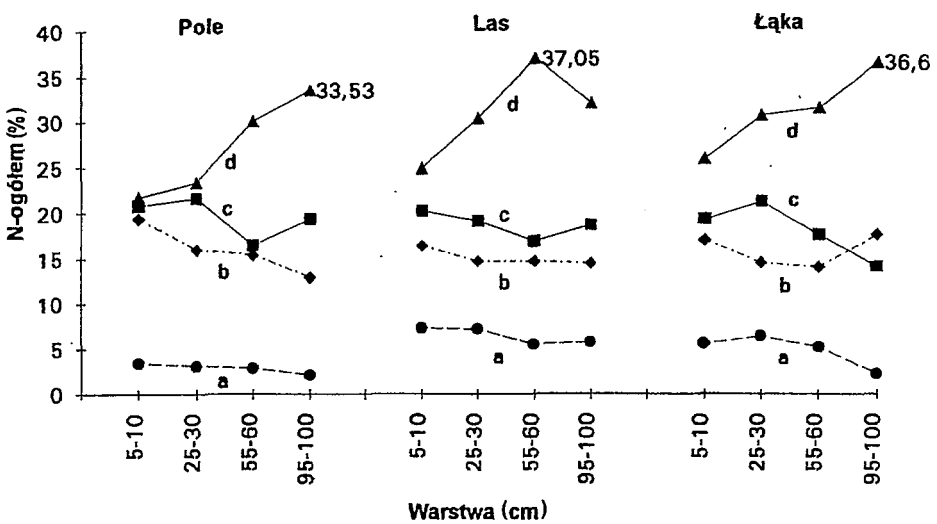
Azotu amidowego z kolei jest najwięcej w glebie torfowej użytkowanej pod łąką, ale dotyczy to tylko wierzchniej warstwy glebowej (5–10 cm). W głębszych warstwach profilu glebowego ilości N amidowego są podobne bądź mniejsze niż w profilach gleby użytkowanej polowo i pod lasem.

Azotu aminowego (rys. 1) jest najwięcej w pierwszych dwóch warstwach gleby łąkowej (5–10 cm i 25–30 cm), mniej natomiast w pozostałych warstwach (55–60 cm i 95–100 cm). Głębsze warstwy gleb użytkowanych polowo bądź pod pokrywą leśną charakteryzują się także mniejszymi zawartościami azotu aminowego od warstw powierzchniowych.

Azot huminowy nierozpuszczalny (nie ulegający kwaśnej hydrolizie w 6M HCl) znajduje się w glebach w znacznych ilościach. Duża ilość tej formy azotu w glebie świadczy o mniejszej podatności na mineralizację związków azotowych. Jak wynika z przedstawionych danych

TABELA 2. Zawartość węgla i azotu badanej gleby torfowej

Nr próbki	Warstwa (cm)	Ogółem C (% s.m.)	Ogółem N (% s.m.)	C:N	Stosunek N nie ulegający hydrolizie do N hydrolizującego	Stosunek $N\text{-}NO_3$ do $N\text{-}NH_4$
			Łąka (NPK)			
1	5–10	45,80	4,15	11,04	0,28	4,34
2	25–30	49,23	3,80	12,95	0,31	2,69
3	55–60	46,31	3,54	13,06	0,44	7,19
4	95–100	44,69	2,82	19,39	0,52	8,61
$NIR_{0,05}$		r.n.	0,28	–	0,06	–
			Pole (NPK)			
1	5–10	46,08	4,11	11,21	0,33	2,10
2	25–30	50,63	3,47	14,57	0,44	4,47
3	55–60	49,46	2,86	17,29	0,61	–
4	95–100	49,36	3,65	12,69	0,44	2,22
$NIR_{0,05}$		r.n	0,47	–	0 ,15	–
			Las (0)			
1	5–10	43,43	3,79	11,46	0,35	2,23
2	25–30	48,27	3,46	13,93	0,44	1,20
3	55–60	46,79	3,04	15,38	0,46	3,64
4	95–100	46,63	3,17	14,72	0,58	9,06



RYSUNEK. Formy azotu organicznego w glebie torfowej przy różnych sposobach użytkowania: a – N heksozaminowy, b – N amidowy, c – N aminowy, d – N huminowy nierozpuszczalny

(rys.1), zawartość azotu huminowego nierozpuszczalnego jest wyraźnie większa w glebie użytkowanej polowo i pod lasem niż w glebie użytkowanej łąkowo. Dotyczy to również tej frakcji azotu przy porównaniu poszczególnych poziomów danego profilu z tym samym poziomem gleby łąkowej.

Występowanie poszczególnych aminokwasów w hydrolizatach torfów pochodzących z różnych głębokości profilów gleb torfowych przedstawiono w tabeli 3 i 4. Z uzyskanych danych (% wartości molowych) wynika, że analizowane gleby zawierały od 12 do 18 aminokwasów.

Najpełniejszym składem od 16 do 18 aminokwasów charakteryzowały się próby gleb spod uprawy łąkowej, w ilościach od 14 do 18 aminokwasów znajdowano w próbach gleby spod uprawy polowej, w ilościach od 12 do 15 aminokwasów znajdowano w próbach gleby spod użytkowania leśnego. W próbach torfów spod uprawy łąkowej na głębokości od 25 do 30 cm stwierdzono nieobecność cystyny, natomiast w próbie gleby z głębokości od 55 do 60 cm nieobecność cystyny i histydyny.

W próbach torfów spod uprawy polowej na głębokości profilu glebowego od 5 do 10 cm stwierdzono brak kwasu gama-aminomasłowego (Bts), na głębokości profilu glebowego od 25 do 30 cm brak cystyny, na głębokości profilu glebowego od 55 do 60 cm brak cystyny i histydyny, a na głębokości profilu glebowego od 95 do 100 cm brak cystyny, metioniny, kwasu gama-aminomasłowego i histydyny.

W próbach gleb spod użytkowania leśnego najczęściej stwierdzano brak cystyny, izoleucyny, kwasu gama-aminomasłowego oraz licyny, histydyny i argininy. Spośród wykazanych aminokwasów najczęściej w glebie torfowej występowały: kwas asparginowy, glicyna, alanina i valina. Występują one w ilościach często ponad 10% wartości molowej wszystkich aminokwasów.

W mniejszych ilościach (przeważnie mniej niż 1%) znajdowano aminokwasy: histydynę, cystynę, metioninę, tyrozynę oraz kwas gama-aminomasłowy. Pozostałe aminokwasy w formie kwasu glutaminowego, leucyny, izoleucytyny, proliny, theroniny, seryny, lizyny, phenyloalaniny i histydyny wahają się w hydrolizatach gleb torfowych od ok. 3 do 9%. Wartości poszczególnych aminokwasów (% molowych) dla tych samych poziomów profilów glebowych (łąka, pole, las) nie różnią się w dużym stopniu między sobą. Jednak można zauważyć różnicę w zawartościach aminokwasów między glebą łąkową i polową a glebą leśną. Najwyższe np. ilości seryny, glicyny, alaniny i leucyny wystąpiły w glebie pod lasem, natomiast niektóre aminokwasy, takie jak izoleucyna, cystyna i histydyna są nieobecne w glebie leśnej.

Niezależnie od ogólnych tendencji występowania poszczególnych aminokwasów w glebie łąkowej, polowej i leśnej ujawniają się również różnice przy ocenie występowania w glebie torfowej grupowego składu aminokwasów (tab. 4). Największe ilości np. zasadowych aminokwasów (lizyny, histydyny i argininy) wystąpiły w warstwie wierzchniej gleby użytkowanej polowo. Zasadowe

TABELA 3. Występowanie poszczególnych aminokwasów w torfach (w % wartości molowych)

Amino-kwasy	Łąka - profil (NPK)				Pole - profil (NPK)				Las - profil (0)			
	warstwa (cm)											
	5–10	25–30	55–60	95–100	5–10	25–30	55–60	95–100	5–10	25–30	55–60	95–100
Asp*	16,0	15,7	16,8	15,4	9,9	14,4	16,9	17,0	18,0	17,9	10,4	18,7
Thr	5,4	6,1	5,8	5,0	4,7	5,8	4,8	5,1	4,9	5,2	3,1	5,0
Ser	4,3	5,4	5,0	3,8	5,8	7,7	7,4	7,2	7,7	7,6	4,4	7,6
Glu	8,4	9,1	10,2	8,1	7,3	8,9	9,2	8,7	8,5	8,5	5,0	9,4
Pro	5,6	4,4	4,6	5,2	8,6	9,7	5,9	6,4	5,5	7,6	4,8	0,0
Gly	12,4	13,1	14,7	11,8	14,1	12,0	16,1	15,6	17,4	18,4	11,1	24,1
Ala	11,6	11,6	11,9	11,3	11,6	9,9	12,3	13,3	13,5	15,6	8,7	16,2
Cys	0,9	0,0	0,0	1,1	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Val	10,9	9,3	9,5	12,6	9,0	0,3	9,0	9,2	8,5	6,3	4,9	8,1
Met	1,2	0,2	0,0	1,1	0,7	0,5	0,1	0,0	0,1	0,3	0,0	0,2
Ile	4,7	4,4	3,8	5,6	3,5	3,3	3,0	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Leu	6,0	6,7	6,7	7,3	7,0	6,8	6,2	5,8	7,4	6,4	3,5	3,6
Tyr	1,0	0,9	0,5	1,2	1,0	0,8	0,4	0,5	0,5	0,5	0,2	0,7
Phe	3,5	3,9	3,2	3,9	3,7	3,1	2,5	2,6	2,0	2,0	1,2	2,1
Bts	0,6	0,2	0,4	0,4	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	42,6	0,0
Lys	4,7	3,9	4,2	3,6	5,5	4,0	2,9	2,8	2,8	1,9	0,0	2,8
His	1,6	0,5	0,0	0,6	0,7	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Arg	2,3	3,4	2,5	1,9	5,7	2,9	3,1	2,9	2,8	1,4	0,0	1,3

*Objaśnienia: Asp – kwas asparginowy, Thr – treonina, Ser – seryna, Glu – kwas glutaminowy, Pro – prolina, Gly – glicyna, Ala – alanina, Cys – cystyna, Val – walina, Met – metionina, Ile – izoleucyna, Leu – leucyna, Tyr – tyrozyna, Phe – fenyloalanina, Bts – kwas gama-aminomasłowy, Lys – lizyna, His – histydyna, Arg – arginina

TABELA 4. Grupowy skład poszczególnych aminokwasów w torfach (% wartości molowych)

Wartość (cm)	Grupowy skład aminokwasów			
	kwaśne (Asp, Glu, Bts)	obojętne	zasadowe (Arg, His, Lys)	cykliczne (Tyr, Pro)
		Łąka – profil (NPK)		
5–10	25,0	60,9	8,6	6,6
25–30	25,0	60,7	7,8	5,3
55–60	27,4	60,6	6,7	5,1
95–100	23,9	63,5	6,1	6,4
		Pole – profil (NPK)		
5–10	17,2	61,0	11,9	9,6
25–30	23,6	49,4	7,1	10,5
55–60	26,1	61,4	6,0	6,3
95–100	25,7	61,5	5,7	6,9
		Las - profil (0)		
5–10	26,5	61,5	5,6	6,0
25–30	26,4	61,8	3,3	8,1
55–60	58,0	36,9	0,0	5,0
95–100	28,1	66,9	4,1	0,7

aminokwasy występowały też w większych ilościach w wierzchniej warstwie gleby łąkowej i leśnej, ulegając stopniowemu zmniejszeniu wraz ze wzrostem głębokości profilu glebowego. Z kolei wierzchnie warstwy gleby spod użytkowania polowego charakteryzowały się zmniejszoną ilością grupy aminokwasów kwaśnych (tab. 4), a zwiększoną ilością aminokwasów cyklicznych. Nadmiernie wysoką ilość aminokwasów kwaśnych (kwas asparginowy, kwas glutaminowy, kwas gama-aminomasłowy) zawierały także niektóre warstwy (55–60 cm) gleby leśnej. W warstwie tej stwierdzono ponadto wyraźne zmniejszenie aminokwasów obojętnych.

Wnioski

1. Analizowane gleby torfowe spod wieloletniego użytkowania łąkowego, polowego i leśnego zawierały od 43,4 do 50,6% węgla ogólnego oraz od 2,8 do 4,1% azotu ogólnego. Warstwy wierzchnie gleb torfowych były bogatsze w azot ogólny od warstw głębszych. Stosunek C:N badanych gleb wahał się od 1:11 do 1:19.

2. Wyniki badań wykazały ilościowe różnice w zawartościach poszczególnych frakcji azotu organicznego: N amidowego, N aminowego, N heksozaminowego, N huminowego nierozpuszczalnego i w składzie aminokwasów w glebach torfowych. Różnice te wystąpiły w zależności od sposobu ich użytkowania oraz od głębokości profilu gleby torfowej. Większe zmiany wystąpiły przy użytkowaniu polowym i leśnym niż przy użytkowaniu łąkowym.

3. W hydrolizatach gleb torfowych stwierdzono od 12 do 18 aminokwasów. Gleby spod uprawy łąkowej zawierały

16–18 aminokwasów, gleby spod uprawy polowej 14–18 aminokwasów, gleby spod użytkowania leśnego od 12 do 15 aminokwasów. W większości hydrolizaty gleb z warstw wierzchnich profilów zawierały więcej aminokwasów niż próby z warstw głębszych. Największe różnice dotyczyły występowania bądź braku w danej próbie glebowej takich aminokwasów, jak: cystyna, metionina, kwas gama-aminomasłowy, histydyna, licyna i izoleucyna. Wystąpiły również zauważalne różnice ilościowe w grupowym składzie aminokwasów (kwaśnych, zasadowych, obojętnych) w zależności od sposobów użytkowania i głębokości profilu glebowego.

4. W zależności od wielkości występowania (% wartości molowej) aminokwasy w analizowanych torfach można uszeregować następująco : Asp > Gly > > Ala > Val > Glu > Leu > Thr > Pro > > Ile > Lys > Ser > Phe > Arg. Pozostałych aminokwasów : His, Met, Tyr, Cys, Bts często nie znajdowano w analizowanych próbkach glebowych bądź występowały w bardzo małych ilościach.

Literatura

BREMNER J.M. 1952 : *The nature of soil nitrogen complexes*. J. Sci. Food Agr.V.11; 497–500.

BREMNER J.M. 1955: *Studies on soil-humic acids. I. The chemical nature of humic nitrogen.* J. Agr. Sci. 46; 247–256.

BREMNER J.M. 1957: *Studies on soil-humic acids. II. Observation on the estimation of free amino groups. Reaction of humic lignine preparations with nitrous acid.* J. Agr. Sci. 48; 351–359.

BREMNER J.M. 1965: *Methods of soil analysis.* Part . 2. *Chemical and microbiological properties*. American Soc.of Agr.Inc.Mad.Wisc. USA; 1149–1238.

KAINISTO S. 1976: Aspects of nitrogen mobilization in peat. Proc.of the 5th Inter. Peat Congress V. II.; 295–305.

MACIAK F. 1963: *Studies on nitrogen forms in peat.* Part I. *Nitrogen balance in peat-forming vegetation and in peat.* Rocz.Nauk Rol. A, 87; 563–594.

MACIAK F. 1966: *Relationship between total and amine nitrogen content and the composition of amino acids in peat-forming plants and in peats*. Ekologia Polska. A, 14; 193–202.

MACIAK F. 1972: *Effect of fertilization and tillage on content of organic forms of nitrogen in peat soil and its humus fractions.* Proc.of the 4th Inter.Peat Congress V.IV.; 105–120, Otaniemi, Finland.

MACIAK F . 1988: *Rozkład gleby torfowej użytkowanej pod łąką i lasem.* Rocz. Glebozn. 39; 171–185.

MACIAK F. 1994: *Effect of various methods of agricultural utilization on the organic nitrogen fractions in peat soils*. Ann. Warsaw Agricult. Univ. SGGW 27; 29–39.

MACIAK F., SOCHTIG H. 1976: *Effect of the degree of decomposition on the changes in the nitrogen fractions and phenols in low peat.* Proc. of the 5th Inter. Peat Congress V.II; 306–319.

MACIAK F., SOCHTIG H. 1986: *Relationships between the transformations of organic components to carbon dioxide evolutions and nitrogen mineralization in peat soils*. Rocz.Glebozn. 37; 171–185.

MACIAK F., SOCHTIG H., FLAIG W. 1977: *The composition and content of amino acids in peat-forming plants and in peats.* Proc.of a Symp.on Soil Org. Matter Studies. IAEA FAO Vol.II.; 343–357, Vienna.

PERSONS J.W., FINSLEY J. 1975: *Soil components V. 1. Nitrogenous substances.* Ch.3 ; 263–304, (ed.) J.E. Gieseking, Springer Verlag, New York.

ROSELL R.A., SALFELD J.CHR., SOCHTIG H. 1978: *Organic components in Argentine soils. I. Nitrogen distribution in soils and their humic acids*. Agrochimica 22, (2); 98–105.

SOCHTIG H., MACIAK F. 1971: *Bindung des Stickstoffs und Vorkommen phenolischer Verbindungen in Toff.* Telma 1; 49–61.

STEFENSON F. J. 1956: *Effect of some plant rotation on the amino acid composition of the soil.* Proc. Soil Sci. Soc. Amer. 20; 204–209

Adres autora
F. Maciak
Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego
SGGW, 02–787 Warszawa ul. Nowoursynowska 166

Kinga PACHUTA

Możliwości zastosowania hydromakrofitów w procesie oczyszczania wody

Abstract

Hydromacrophytes in water purification process. There are 150 species of hydromacrophytes in Poland. Most of them can be used: for the plant method in sewage purification, in final cleaning treated effluence, to dry liquid sludge or for indicating non-polluted water. It is proposed to put into practice in treatment plant a lot of taxons simultaneously. It would increase pollution reduction, improved cleaning efficiency, keep persistence and aesthetic aspects. Also they prolong function in the growing season. Biological and ecological characteristic also environmental feature hydromacrophytes are present.

Key words: hydromacrophytes, sewage treatment plant, wastewater, constructed wetlands.

Wstęp

W odniesieniu do roślin wodnych często używa się terminu hydrofity. Rośliny związane ze strefą brzegową określa się mianem helofitów. W przedstawionej pracy dla hydrofitów i helofitów użyto nazwy hydromakrofity. Grupa ta obejmuje rośliny całkowicie zanurzone w wodzie, w całości lub częściowo pływające po powierzchni oraz rozwijające ponad wodą liście lub kwiaty. Należą do nich gatunki z klas jedno- i dwuliściennych, niektóre glony, mchy, wątrobowce, skrzypy i paprocie.

W polskich wodach występuje około 150 gatunków hydromakrofitów. Część spośród nich, przy swojej niewątpliwie dużej roli, którą pełnią w ekosystemach, nie ma większego znaczenia w procesie oczyszczania wody. Dlatego też nie są one brane pod uwagę w badaniach nad sztucznymi biocenozami, tworzonymi dla oczyszczalni roślinnych. W tej grupie roślin znajdują się m.in.: gatunki wód czystych (poryblin, lobelia), gatunki wód ubogich w związki azotowe (pływacz, aldrowanda), rzadko spotykane (jezierza, gałuszka, grzybieńczyk) i chronione (kotewka, azolla).

Pozostała większość gatunków występuje w Polsce pospolicie lub często w toni i strefie brzegowej wód stojących i płynących. W akwenach eutroficznych tworzą one szczególnie bujne biocenozy. Ich zróżnicowana struktura przestrzenna i bogactwo taksonów są najlepszą wskazówką dla projektantów sztucznych zbiorowisk, konstruowanych dla oczyszczalni ścieków. W przyszłości, w miarę postępu badań, mogą one uzupełnić monokulturowe oczyszczalnie korzeniowe, zbio-

rowiska doczyszczające wody pościekowe i osuszające osady.

W celu usprawnienia funkcjonowania oczyszczalni, poprawienia ich parametrów i uzyskania niezawodności należy tak ułożyć kompozycję roślin, aby maksymalnie wykorzystać cechy biologiczne i ekologiczne poszczególnych gatunków. Ważne są również struktury przestrzenne biocenozy oczyszczającej: pionowa (strefowość) i pozioma (mozaikowatość). Obok względów estetycznych przemawia za tym sprawniejsze i bardziej efektywne funkcjonowanie modelu, który odwzorowuje naturę.

Poniżej przedstawiono koncepcje trzech szeregowych zbiorników oczyszczających wodę, każdy z trzema strefami siedliskowymi. Zaproponowano składy gatunkowe biocenoz oraz wielkości poszczególnych stref w każdym ze zbiorników. Ponadto przedstawiono cechy biologiczne hydromakrofitów, które powinny być brane pod uwagę w praktyce urządzania obiektów oczyszczających. Proponowane rozwiązanie uwzględnia właściwości ekologii tych roślin. Zalecenia odnośnie stosowania niektórych z nich wymagają dalszych, szczegółowych badań.

Podstawę koncepcji stanowią wieloletnie obserwacje roślin wodnych, biocenoz siedlisk eutroficznych i wylewisk ścieków. Skorzystano również z niektórych obserwacji przeprowadzonych w trakcie 3-letnich badań roślinnych układów oczyszczających ścieki bytowe w IMUZ w Falentach. Obecnie na terenie Pola Ekologicznego Katedry Przyrodniczych Podstaw Melioracji funkcjonują modelowe zbiorniki ściekowe sztucznie zasiedlone hydromakrofitami, uzyskanymi z hodowli w basenach szklarni i na stanowiskach badawczych w laboratorium naszej Katedry. Doświadczenia przeprowadane są w ramach grantu KBN.

Struktura przestrzenna biocenoz oczyszczających

Biocenozie, która jest na ogół tylko jednym ze składników oczyszczalni ścieków, przypada w udziale ostatni etap oczyszczania wody. Dla pełnego przebiegu tego procesu zbiorowiska oczyszczające powinny zajmować trzy przestrzennie wyodrębnione strefy, są to:

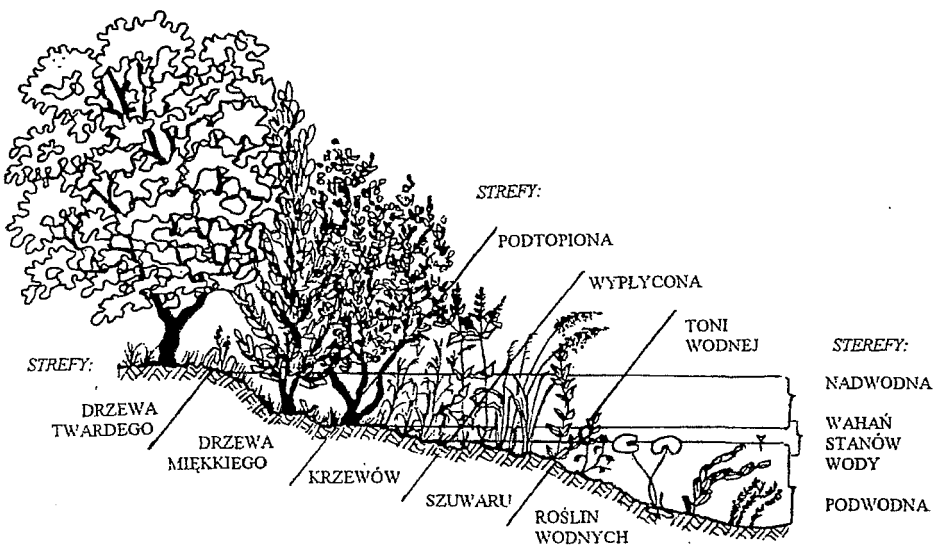
- strefa podtopiona, z lustrem wody położonym na głębokości 0–25 cm, głównie dla gatunków bagiennych i łęgowych,
- strefa wypłycona, o głębokości 0–15 cm, dla gatunków powietrzno-wodnych oraz niektórych gatunków z następnej strefy,
- strefa otwartej toni wodnej, o głębokości do 15–25 cm, przeznaczona głównie dla gatunków zanurzonych i pływających po powierzchni (rys.1).

Wielkość stref powinna zależeć od etapu oczyszczania, w którym uczestniczą rośliny, rodzaju ścieków, stopnia ich rozcieńczenia, spodziewanych okresów przetrzymania lub wzmożonego obciążenia oczyszczalni i innych, przewidzianych w projekcie indywidualnych uwarunkowań oczyszczalni.

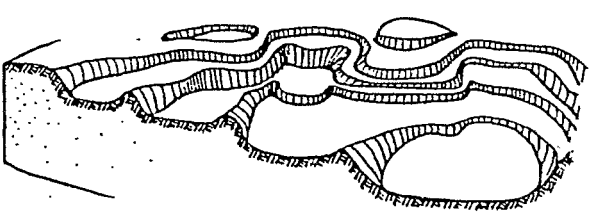
Poza wymienionymi strefami, z których każda powinna odzwierciedlać pionową strukturę przestrzenną odpowiadającej jej naturalnej biocenozy, w dobrze

funkcjonującej oczyszczalni bardzo istotne jest poziome zróżnicowanie siedlisk. Można to łatwo uzyskać poprzez urozmaicenie linii brzegowej zakolami, zatoczkami,wcięciami i wyspami (rys. 2). Zróżnicowanie struktury poziomej umożliwia implantowanie wielu gatunków o odmiennych wymaganiach siedliskowych i niejednakowej odporności na zanieczyszczenia. Gatunki najbardziej odporne rosną na ogół bezpośrednio, w mniej lub bardziej rozcieńczonych ściekach, w miejscu ich wypływu z oczyszczalni. Pozostałe, im bardziej wrażliwe, tym dalsze opanowują siedliska, korzystając z filtrujących właściwości podłoża, na którym rosną. Wkraczają one w strefę płycizn, w pewnej odległości od miejsca zrzutu zanieczyszczeń, tam gdzie rozcieńczenie lub działalność innych gatunków spowodowały zmniejszenie ich stężenia.

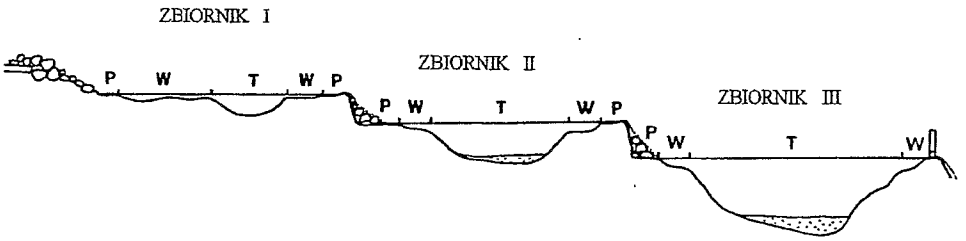
Układ przestrzenny, odzwierciedlany przez strefy pionowe i poziome, powinien występować w każdym z trzech kolejnych zbiorników oczyszczających (rys. 3.).



RYSUNEK 1. Odniesienie pionowych stref roślinności w proponowanych zbiornikach oczyszczających do naturalnego pionowego układu zbiorowisk w zależności od położenia lustra wody



RYSUNEK 2. Struktura pozioma zbiornika oczyszczającego – zróżnicowanie linii brzegowej i urozmaicenie przebiegu stref pionowych



RYSUNEK 3. Układ trzech zbiorników oczyszczających wodę o przestrzennie wyodrębnionych strefach: **T** – otwartej toni wodnej (toni ścieków), **W** – wypłyconej, **P** –podtopionej

Zbiornik pierwszy w stosunku do pozostałych dwóch obciążony jest największym ładunkiem zanieczyszczeń, toteż strefy "wypłycona" i "podtopiona" powinny być znacznie większe niż strefa "toni wodnej = toni ścieków". Umożliwi to lepszy proces oczyszczania, bardziej intensywne filtrowanie w podłożu, wydłużenie czasu zatrzymania materii organicznej oraz mniej bezpośredni kontakt organów roślin ze ściekami.

Wielkość drugiego zbiornika oczyszczającego lub odpowiadającej mu przestrzeni, wydzielonej z większego akwenu, zależy od charakteru ścieków i koniecznego czasu ich przetrzymywania. Ogólnie w stosunku do pierwszego zbiornika można tu zwiększyć głębokość i powierzchnię strefy otwartej toni wodnej. Ponadto do drugiego zbiornika powinno się wprowadzić wszystkie gatunki występujące w pierwszym – najbardziej obciążonym zbiorniku. W razie obumarcia niektórych roślin drugi zbiornik służy jako bank diaspor do implantacji (kłączy, rozłogów, nasion, całych roślin).

Strefa otwartej toni wodnej w trzecim zbiorniku powinna zajmować największą przestrzeń. Obok roli siedliska dla proponowanych poniżej gatunków może ona spełniać funkcje rekreacyjne, użytkowe (hodowla ryb), może stanowić zbiornik retencyjny lub przeciwpożarowy.

Skład gatunkowy biocenoz oczyszczających

Do najbardziej odpornych na eutrofizację i zanieczyszczenia wód należą rośliny używane w oczyszczalniach z monokulturami rzęsy drobnej, trzciny pospolitej i wierzby wiciowej. W prezentowanym tu przestrzennym modelu biocenozy oczyszczającej w pierwszym zbiorniku proponuje się wprowadzić te trzy gatunki jednocześnie: rzęsę drobną (*Lemna minor*) w strefie otwartej toni wodnej, trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*) w strefie wypłyconej, wierzbę wiciową (*Salix viminalis*) w strefie podtopionej. Skład gatunków w strefie wypłyconej można wzbogacić o pałkę wąskolistną i szerokolistną (*Typha angustifolia* i *T. latifolia*), oczeret jeziorny (*Schoenoplectus lacustris*), szczawie (*Rumex maritimus, aquaticus, conglomeratus, obtusifolius, crispus, hydrolapathum*), łącznia baldaszkowatego (*Butomus umbellatus*), tatarak (*Acorus calamus*), kosaćca żółtego (*Iris pseudoacorus*) i mannę mielec (*Glyceria aquatica*),

które również dobrze tolerują ścieki. W strefie brzegowej można spodziewać się samorzutnego pojawienia, a z czasem bujnego rozwoju pokrzywy zwyczajnej, uczepu trójlistkowego i uwisłego, psianki słodkogórz i bzu czarnego. Sztuczne lub naturalne wprowadzenie nowego gatunku hydromakrofitu wzbogaca biocenozę o przybywające wraz z nim mikroorganizmy, bezkręgowce (robaki, pierścienice, owady, pajęczaki, małże, ślimaki) i drobne kręgowce, którym towarzyszą "ich" mikroorganizmy, pełniące w zbiorniku oczyszczalni rolę destruentów.

Zbiornik o powyższym składzie biocenozy może być odrębną, samodzielną jednostką lub jedynie wydzieloną częścią dużego akwenu. Najlepiej jednak, jeśli jest jednym np. z trzech kolejnych zbiorników, ze zróżnicowaną roślinnością, stopniowo oczyszczających wodę.

Ciągle niewiele jest badań na temat zależności gatunków roślin od charakterystyk fizykochemicznych ścieków (Pachuta 1995). Jednak o dużej odporności roślin na określone zanieczyszczenia wód świadczy częste występowanie niektórych gatunków w pobliżu ujść kolektorów ściekowych w akwenach, do których zrzuca się nieczystości, oraz na płytkich wylewiskach ścieków (Pachuta, Nowak 1995). Na tej podstawie można wytypować gatunki nadające się do zasiedlania drugiego zbiornika oczyszczającego lub, w przypadku dysponowania jednym akwenem, obszaru bardziej oddalonego od miejsca wypływu zanieczyszczeń.

Do zasiedlenia strefy otwartej toni wodnej w drugim z kolei zbiorniku nadają się: rogatek sztywny (*Ceratophyllum demersum*), mech zdrojek (*Fontinalis antypyretica*), moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*), grążel żółty (*Nuphar lutea*), rdestnice: grzebieniasta, połyskliwa i przeszyta (*Potamogeton pectinatus, lucens* i *perfoliatus*).

W strefie wypłyconej powinny znajdować się: żabieniec babka wodna (*Alisma plantago aquatica*), jeżogłówki gałęzista i prosta (*Sparganium ramosum* i *simplex*), strzałka wodna (*Sagittaria sagittifolia*), szalej jadowity (*Cicuta virosa*), marek szerokolistny (*Sium latifolium*), gorysz błotny (*Peucedanum palustre*), potocznik wąskolistny (*Berula erecta*), kropidło wodne (*Oenanthe aquatica*), przetaczniki: mułowy, bobownik i bobowniczek (*Veronica anagalloides, anagallis i beccabunga*), szczwół plamisty (*Conium maculatum*), arcydzięgiel litwor (*Archangelica officinalis*), tojeść rozesłana (*Lysimachia nummularia*), okrężnica bagienna (*Hottonia palustris*), rukiew wodna (*Nasturtium officinale*), rzepichy: ziemnowodna, leśna i błotna (*Rorippa amphibia, silvestris, palustris*), sitowie leśne (*Scirpus silvaticus*), sity (*Juncus sp.*), ponikła (*Heleocharis sp.*) i turzyce (*Carex sp.*)

Strefę podtopioną mogą zajmować łany mozgi trzcinowatej (*Phalaris arundinacea*), nasuwające się na lustro wody kożuchy mietlicy białawej i psiej (*Agrostis alba* i *canina*), manny jadalnej i fałdowanej (*Glyceria fluitans* i *plicata*), wyczyńca kolankowatego (*Alopecurus geniculatus*) oraz kępy kaczyńca (*Caltha palustris*). Zbiorowisko to można wzbogacić w następujące helofity: karbieńca pospolitego (*Lycopus europaeus*), bobrka trójlistkowego (*Menyanthes trifoliata*),

wiązówkę bagienną (*Filipendula ulmaria*), sadźca konopiastego (*Eupatorium cannabinum*), krwawnicę pospolitą (*Lythrum salicaria*), wierzbownice (*Epilobium hirsutum, parviflorum, palustre, roseum, adnatum*), wierzbówkę kiprzycę (*Chamaenerion angustifolium*), czyśćca błotnego (*Stachys palustris*), jaskra: płomiennika, wielkiego, jadowitego, rozłogowego (*Ranunculus flammula, lingua, sceleratus, repens*), pięciornika gęsiego (*Potentilla anserina*), rutewkę żółtą (*Thalictrum flavum*), mydlnicę lekarską (*Saponaria officinalis*), miętę (*Mentha longifolia, aquatica, verticillata*), żywokost lekarski (*Symphytum officinale*), rdesty (*Polygonum minus, hydropiper, mite, tomentosum, persicaria, nodosum*), bodziszka błotnego (*Geranium palustre*), siedmiopalecznika błotnego (*Comarum palustre*), kuklika zwisłego (*Geum rivale*), kozłki (*Valeriana officinalis, sambucifolia, dioica*), niezapominajki (*Myosotis palustris, caespitosa*).

W proponowanym systemie współpracujących trzech zbiorników, ostatni – trzeci zbiornik, odbiera oczyszczoną wodę (wymagane normą: BZT5 < 30 mg O_2/l, ChZT < 150 mg O_2/l, N_{og} < 30 mg/l, N-NH_4 < 6 mg/l, P_{og} mg/l*). Pełni on funkcje raczej obszaru testowania czystości wody i zabezpieczenia, umożliwiającego rozcieńczanie ścieków, w razie ich nadmiaru, niż zbiornika oczyszczającego. Mogą tu znaleźć swoje miejsce gatunki siedlisk mezotroficznych i oligotroficznych.

Zróżnicowane siedliska trzeciego zbiornika (podłoże żwirowe, piaszczyste, gliniaste, miejsca wypłycone i zagłębienia, obszary otwarte i osłonięte przed wiatrem) mogą być zasiedlane przez następujące gatunki: wywłóczniki kłosowy i okółkowy (*Myriophyllum spicatum* i *verticillatum*), włosieniczniki – wodny, rzeczny, krążkolistny (*Batrachium aquatile, fluitans* i *circinatum*), wgłębka (*Riccia sp.*), przesiąkra okółkowa (*Hydrilla verticillata*), rześl wiosenna, jesienna i długoszyjkowa (*Callitriche verna, autumnalis* i *polymorpha*), osoka aloesowata (*Stratiotes aloides*), rzęsa trójrowkowa i garbata (*Lemna trisulca i gibba*), spirodela wielokorzeniowa (*Spirodela polyrrhiza*), wolfia (*Wolfia arrhiza*), salwinia pływająca (*Salvinia natans*), żabiściek pływający (*Hydrocharis morsus ranae*), grążel drobny (*Nuphar pumilum*), grzybień biały i północny (*Nymphaea alba i candida*), grzybieńczyk wodny (*Limnanthemum nymphoides*), żabieniec pływający (*Elisma natans*), brzeżyca jednokwiatowa (*Litorella uniflora*), zdrojek wodny (*Montia rivularis*), rdestnice – gęsta, kędzierzawa, nitkowata, grzebieniasta (*Potamogeton densus, crispus, filiformis, pectinatus*).

W strefie wypłyconej o zmiennej szerokości i urozmaiconej linii brzegowej można nasadzać: rdest ziemnowodny (*Polygonum amphibium*), czermień błotną (*Calla palustris*), przęstkę pospolitą (*Hippuris vulgaris*) i wszystkie gatunki tej strefy z poprzednich zbiorników.

Strefa podtopiona może być ograniczona obszarowo i nieciągła. Mogą w niej

* Rozporządzenie Min. Ochr. Środ. Zas. Natur. i Leś. z 5 listopada 1991r. dotyczące wskaźników zanieczyszczeń odprowadzanych do wód płynących.

znaleźć miejsce następujące gatunki: trzcinnik szuwarowy, lancetowaty, piaskowy (*Calamagrostis pseudophragmites, canescens, epigeios*), różne gatunki sitów (*Juncus sp.*) i turzyc (*Carex sp.*), kłoć wiechowata (*Cladium mariscus*), zamokrzyca ryżowa (*Leersia oryzoides*), brodobrzanka wodna (*Catabrosa aquatica*), kłoć wiechowata (*Cladium mariscus*).

Wiele z przedstawionych tu gatunków, umownie przyporządkowanych zbiornikowi drugiemu i trzeciemu, wymaga przebadania pod kątem wytrzymałości na zanieczyszczenia. Z drugiej strony niektóre gatunki zwyczajowo przypisywane siedliskom i wodom czystym, dobrze znoszą środowisko ścieków po osadniku Imhoffa, łatwo dają się przesadzać i dobrze zimują, np. sitowie leśne (*Scirpus silvaticus*), oczeret jeziorny (*Schoenoplectus lacustris*), szalej jadowity (*Cicuta virosa*) (Pachuta 1992, 1993).

Kryteria wyboru i wymagania stawiane gatunkom roślin biocenoz oczyszczających wodę

Spośród wielu kryteriów doboru hydromakrofitów do celów oczyszczania wody najważniejsze są: odporność na hipertrofię i zanieczyszczenia siedliska (gatunki roślin pierwszego zbiornika), tolerowanie eutrofizacji (gatunki drugiego zbiornika) i właściwości wskaźnikowe czystości wody (gatunki trzeciego zbiornika).

Wymagania, jakie teoretycznie powinny spełniać wszystkie gatunki, które chcielibyśmy zastosować w proponowanym trzyzbiornikowym systemie oczyszczania o trójstrefowym podziale pionowym i zróżnicowaniu poziomym są następujące:

- powszechne występowanie gatunku (w Polsce) lub jego dostępność (z hodowli),
- łatwość implantowania (pobierania i przechowywania diaspor oraz ich wprowadzania na nowe obiekty),
- szybki przyrost biomasy i intensywny pobór biogenów,
- mała wrażliwość na koncentrację zanieczyszczeń i zmienne ładunki biogenów,
- długi okres wegetacyjny,
- duża i możliwie urozmaicona powierzchnia organów roślinnych zanurzonych w ściekach, stwarzająca różne rodzaje siedlisk, które umożliwiają osiedlanie się i rozwój peryfitonu, dzięki czemu zwiększa się aktywna powierzchnia zetknięcia ścieków z organizmami oczyszczającymi,
- odporność na mróz,
- możliwość dalszego wykorzystania roślin (kompostowanie, biogaz, pasza),
- walory estetyczne (udział w zbiorowisku gatunków o różnych kształtach i kolorach liści i kwiatów, różnej wysokości, możliwość eksponowania gatunków okazale kwitnących lub owocujących),
- odporność na choroby.

Oczywiście najkorzystniejsze byłyby gatunki szybko pobierające i wbudowujące związki pokarmowe, wolno uwalniające je do środowiska, o całorocznym okresie wegetacji, dające gęsty porost, rozbudowany system kłączy i korzeni, obficie i atrakcyjnie kwitnące, łatwo dające się rozmnażać i przesadzać. W praktyce dostępne są gatunki spełniające

tylko niektóre z wymienionych wymagań, mniej lub bardziej odporne na specyfikę siedlisk ściekowych. Tak więc mnogość warunków stawianych komponentowi roślinnemu proponuje się zaspokoić poprzez wachlarz gatunków. Im więcej z wymienionych cech spełniają wybrane taksony biocenozy oczyszczającej, tym większa jest jej skuteczność działania i niezawodność.

Przedstawione wymagania, sprowadzone do właściwości ekologicznych i cech biologii hydromakrofitów, dotyczą przede wszystkim gatunków siedlisk eutroficznych. Brak naukowych informacji na temat możliwości i sposobu pozyskiwania, przechowywania, rozmnażania i wprowadzania na obiekty ogromnej większości wymienionych roślin, stanowi przeszkodę w ich wykorzystaniu. Niedostatki te częściowo tylko kompensują analogie do gatunków o znanej biologii i ekologii.

Wybrane właściwości ekologii i niektóre cechy biologii hydromakrofitów wód eutroficznych

Budowa anatomiczna i morfologia roślin mogą ulegać licznym modyfikacjom pod wpływem zmieniających się w środowisku warunków hydraulicznych, świetlnych i pokarmowych. Jeśli tylko pozwala na to zakres tolerancji gatunku (amplituda ekologiczna), dostosowuje się on do otoczenia.

Właściwości, które umożliwiają hydromakrofitom wegetację w siedliskach eutroficznych, stają się przydatne przy opanowaniu siedlisk zanieczyszczonych ściekami. Cechy te sprowadzają się przede wszystkim do specyficznej budowy, umożliwiającej wzrost w warunkach beztlenowych, przy ograniczonym dostępie światła, i utrzymanie się w grząskim, niestabilnym podłożu, silnie przesyconym związkami pokarmowymi, szczątkami organicznymi, zalanym ściekami o szybko zmieniających się właściwościach fizyczno-chemicznych, często o dużej zawartości związków trujących, kancerogennych, herbicydów i innych pochodzenia antropogenicznego.

Poniżej przedstawiono niektóre znane cechy rozwoju i budowy hydrofitów i helofitów na tle ich ekologii, tj. oddziaływania na środowisko i inne organizmy. Cechy te powinny być brane pod uwagę przy ustalaniu składu biocenoz oczyszczających.

U większości polskich hydromakrofitów wegetatywny sposób rozmnażania jest bardziej skuteczny niż generatywny (Pachuta 1993). Moczarka i tatarak w ogóle nie rozmnażają się generatywnie w warunkach polskiego klimatu. Wiele gatunków wprawdzie zakwita, lecz zawiązuje niewiele nasion (łączeń baldaszkowy) albo wytwarza dużą ilość nasion płonnych (pałka wąskolistna).

Do rozmnożenia wegetatywnego czasami wystarcza niewielki fragment pędu (moczarka, rogatek, wywłócznik, rdestnice), przypadkowo oderwany przez prąd wody lub zwierzęta. Jednocześnie jest to sposób ułatwiający przetrwanie zimy. Wykształcające się jesienią skrócone pędy lub pączki zimujące wymienionych hydrofitów, ciężkie od nagromadzonych zapasów skrobi, opadają na dno. Tam nie dosięga ich zlodzenie. Wiosną uruchomienie aktywnego metabolizmu, rozpad

zużywanej skrobi i wydzielanie CO_2 w wyniku oddychania powodują, że ciężar właściwy przetrwalników maleje i wypływają one bliżej powierzchni i światła oraz mogą rozprzestrzeniać się z prądem wody. Wkrótce pełne uruchomienie asymilacji i oddychania powoduje wypełnienie tkanek gazami oraz, w ciągu dnia, wydzielanie pęcherzyków tlenu do wody. Rozpoczyna się intensywny przyrost biomasy. W tej fazie rozwojowej, trwającej aż do kwitnienia, hydromakrofity pobierają najwięcej związków pokarmowych, oczyszczając wodę z biogenów i jednocześnie wydzielając tlen. Umożliwia to rozwój drobnym organizmom tlenowym, niezwykle ważnym dla prawidłowego funkcjonowania biocenoz oczyszczających wodę.

Zwiększanie powierzchni asymilacyjnej i biomasy hydromakrofitów ma ogromne znaczenie dla peryfitonu – zespołów drobnych organizmów roślinnych i zwierzęcych, potrzebujących do rozwoju stałego podłoża. Zasiedlają one zanurzone części makrofitów, korzystając w ten sposób z ich powierzchni, wydzielanego przez nie tlenu, stabilizującego śluzu, korzystnej ekspozycji na światło, ochrony przed spłukaniem przez falowanie i porwaniem przez nurt wody. To właśnie peryfiton, na który składa się wiele jednostek taksonomicznych (zielenice, okrzemki, sprzężnice, pierwotniaki, gąbki, skąposzczety, nicienie, larwy ochotkowatych, jętek i innych stawonogów, mszywioły i mięczaki), stanowi niezbędne ogniwo troficzne, a czasami siedlisko dla najważniejszych organizmów oczyszczalni: destruentów – bakterii i grzybów. Sprawne funkcjonowanie całego układu oczyszczającego wodę ma swój początek w możliwościach zasiedlania zbiornika przez makrofity.

Wiele makrofitów związanych z eutroficznymi akwenami to byliny o silnie rozwiniętych kłączach i rozłogach, które wraz z systemem korzeniowym stabilnie mocują części nadziemne lub wynurzone roślin w często półpłynnym podłożu. Należą do nich: trzcina, pałka, manna, mozga, mietlica, szczaw, żabieniec, potocznik, łączeń, jeżogłówka, strzałka i wiele innych gatunków szuwarowych. Dzięki gromadzonym w kłączach substancjom zapasowym rośliny te rozpoczynają wegetację wczesną wiosną, przez cały sezon rozmnażają się wegetatywnie i jednocześnie intensywnie pobierają związki pokarmowe, co jest bardzo pożądane w zbiorowiskach oczyszczających.

Szczególnie okazałe są zagłębione w dnie kłącza: grzybienia, grążela, irysa, tataraku, łącznia i szaleju. Zawierają one liczne komory wypełnione powietrzem, ułatwiające pływanie i wymianę gazową. Ten specyficzny układ przestworów międzykomórkowych wypełnionych powietrzem występuje tylko u helofitów i hydrofitów. Tworzy on tzw. system przewietrzający, integrujący całą roślinę poprzez szeregi kanałów i komór ciągnących się od liści do korzeni. Ma to zasadnicze znaczenie w środowisku oczyszczalni ścieków, gdzie często dyskomfort tlenowy połączony jest z wahaniami temperatury i poziomów wody.

Charakterystyczne są kanały powietrzne trzciny. Łączą one wynurzone źdźbła i liście z bogatą siecią kłączy, które rozrastają się w strefie przydennej i pogrążone są głęboko w mule. Umożliwia

to wegetację nawet w surowych ściekach pozbawionych tlenu.

Niektóre rośliny nie wytwarzają silnie rozbudowanego systemu przewietrzającego, ale podczas długotrwałego zalania wodą zdolne są do wykształcenia tkanki powietrznej (pseudoaerenchymy). Składa się ona z pojedynczych szeregów komórek, tworzących sieć dookoła wielkich przestworów wypełnionych powietrzem. Tkanka powietrzna powstaje w zewnętrznych partiach łodyg, np. u krwawnicy i uczepów. Cecha ta umożliwia sprawną adaptację roślin w razie zalania siedliska ściekami. Wymienione gatunki dobrze wiążą i stabilizują podłoże, a w czasie zwiększonego przyrostu biomasy szybko pobierają związki pokarmowe.

Tkanka przewietrzająca ma duże znaczenie dla roślin oczyszczających wodę, również z innych powodów. Zmiany wielkości, rozmieszczenia i stopnia wypełnienia powietrzem przestworów międzykomórkowych i tkanki przewietrzającej są niezbędnymi modyfikacjami w budowie wewnętrznej hydromakrofitów. Zachodzą one przez cały sezon wegetacyjny, w trakcie wzrostu i rozwoju rośliny, przystosowując ją ciągle do zmieniającego się środowiska. W ten sposób odbywa się regulacja ciężaru właściwego roślin, której efektem jest np. pionowe ustawienie pędów moczarki, rogatka, wywłócznika i pionowe oscylacje rzęsy trójrowkowej. Rozrastający się szkielet powietrzny może występować w całej roślinie (manna, pałka), silniej wypełniać niektóre części blaszek liściowych (osoka) lub ogonków liściowych (hiacynt wodny).

Z punktu widzenia siedlisk w oczyszczalniach ścieków bardzo istotną cechą tkanki przewietrzającej jest gromadzenie przez nią tlenu, powstającego w procesie fotosyntezy, a koniecznego do procesu oddychania.

Wśród helofitów spotyka się gatunki, tworzące kępy, jak np. sity i turzyca sztywna, lub łany, jak np. manna, oczeret i turzyca brzegowa. Obok rozłogów bardzo istotną rolę spajania, przerastania, natleniania i jednocześnie przetwarzania podłoża pełnią tu korzenie.

Niezwykle przydatne są rośliny ukorzenione na brzegu, które opanowują rozlewiska ściekowe, poprzez wchodzenie na ich powierzchnię. Do takich ekspansywnych gatunków zalicza się mietlicę białawą, psią i rozłogową oraz mannę jadalną i fałdowaną oraz wyczyńca kolankowatego, których pływające, nasuwające się od brzegu darnie bez szkody znoszą oscylacje poziomu ścieków.

Przyrost masy podziemnej skorelowany jest ze wzrostem biomasy nadziemnej. Każdego roku do jej odtwarzania rośliny zużywają związki zanieczyszczające wodę. Jedna tona świeżo skoszonej turzycy, trzciny i sitowia zawiera m.in. 32 kg związków azotowych, 109 kg błonnika, 2,2 kg wapnia i 0,8 kg fosforu. Z 1 ha powierzchni wody można zebrać: 40–60 t moczarki, 50–90 t rogatka, 50 t rdestnic lub aż 120 t rzęsy (Dorochow 1958). Pozyskana biomasa może być wykorzystana jako zielony nawóz lub kompostowana. W ten sposób w kolejnych sezonach można odzyskać większość związków pokarmowych. Nie zawsze jednak jest to konieczne lub uzasadnione ekonomicznie. Dużą ilość łatwo rozkładającej się

biomasy dają mięsiste liście i łodygi pokrzywy, babki, tataraku, szczawiu, rukwi, rzepichy. Trzeba jednak brać pod uwagę, że zawierają one na ogół ponad 90% wody. Zdolności produkowania biomasy przez poszczególne gatunki są różne. Wzrastają one w wielowarstwowych i różnorodnych gatunkowo biocenozach, w których każde mikrosiedlisko i każda nisza ekologiczna ma swoich udziałowców.

Szczególnie przydatna pod względem permanentnego odnawiania biomasy jest rzęsa drobna. Jej wegetatywny rozrost od dawna wykorzystywany jest w oczyszczalniach typu "Lemna". Rzęsa występuje w nich masowo, tworząc monokulturę. W przypadku proponowanych wielogatunkowych oczyszczalni byłaby ona ponadto komponentem przybrzeżnych zbiorowisk szuwarowych lub występowała jako pierwsze stadium zasiedlania grząskiego podłoża niewielkich wypłyceń i zatoczek zbiorników i obszarów podtopionych. Dalszych natomiast badań wymaga możliwość zastosowania rzęsy garbatej, trójrowkowej oraz spirodeli wielokorzeniowej.

Wśród pionierów zasiedlających brzegi zanieczyszczonych akwenów, świeżo wynurzone partie dna lub osady pościekowe, obok rzęsy drobnej często spotyka się uczepy: trójlistkowy i zwisły. Wśród omawianych gatunków stanowią one nieliczny wyjątek, gdyż są terofitami (roślinami jednorocznymi). W płytkiej wodzie mogą tworzyć rozległe, prawie jednogatunkowe kobierce. Ich nasiona są łatwe do pozyskania. W warunkach laboratoryjnych i szklarniowych potwierdzono ich dużą zdolność kiełkowania (Pachuta 1994).

U większości hydrofitów i helofitów system rozmnażania wegetatywnego uzupełniany jest przez diaspory generatywne. Kwitnienie, a następnie produkcja nasion niektórych gatunków jest szczególnie obfita. Wydaje się, że duża ilość nasion jest wtedy płonna. Dotyczy to trzciny i innych traw, wierzbownicy i szczawiu. Należy również uwzględnić fakt, że wschody są nierównomierne, rozłożone w czasie i niektóre nasiona muszą przejść okres jarowizacji. Wiele roślin wytwarza mniej nasion, lecz są one zaopatrzone w haczykowate wyrostki lub kolce, jak np. u jaskrów i uczepów. Umożliwia to rozprzestrzenianie się nasion z pomocą zwierząt (zoochoria). Przypadkowe rozsiewanie nasion podczas żerowania lub przemieszczania się zwierząt zwiększa ich ekspansywność.

Jak wynika ze wstępnych badań (Pachuta 1994), barierą ograniczającą rozprzestrzenianie i ekspansję roślin nie są ich cechy biologiczne ani ich ekologia ale, w dużym stopniu, cechy konstrukcji i sposób urządzenia inżynierskiego akwenów, do których odprowadza się zanieczyszczoną wodę. Z reguły woda płynie w nich zbyt szybko, jest zbyt głęboka i nie napowietrzana, co drastycznie ogranicza rozwój roślinności.

W naturalnych zbiorowiskach gatunki wieloletnie mają czas i sposobność, aby przystosować się do warunków i zająć najbardziej dogodne siedlisko. W sztucznych zbiorowiskach oczyszczających człowiek planuje układ przestrzenny roślin i dokonuje nasadzeń. W proponowanych modelach zbiorowisk oczysz-

czających należy uwzględnić m.in. wymagania świetlne makrofitów. Wiele z nich lepiej rośnie w świetle przechodzącym przez inne rośliny. Na przykład żabiściek, salwinię, rogatka, wywłócznika, mech zdrojek dobrze jest zlokalizować pod osłoną szuwaru trzcinowego, pałkowego, wśród łodyg łącznia lub liści tataraku czy irysa. Jednocześnie należy uwzględnić fakt małej przejrzystości ścieków. Z tego powodu prawie wszystkie wymienione w pracy gatunki najlepiej realizować się będą w wypłyconych partiach zanieczyszczonych wód, o głębokości do 15–25 cm. Pewne znaczenie ma również gradient temperatury – zwłaszcza w zbiornikach z mało ruchliwą wodą, szybko nagrzewających się latem i przemarzających zimą. Wprawdzie wzrastająca temperatura przyspiesza przebieg reakcji biochemicznych, jednak z drugiej strony malejąca zawartość tlenu w wodzie drastycznie ogranicza czynności życiowe. Efekt "nożyc temperaturowych" można zmniejszyć poprzez napowietrzanie wody, które jednak podraża koszty eksploatacji oczyszczalni.

Wiele gatunków normalnie rozwijających się w wodzie daje sobie również radę w warunkach silnego wypłycenia lub wysuszenia partii podłoża. Wytwarzają one wtedy mniejsze i bardziej skórzaste, krótkoogonkowe liście (grążel), liście o kształcie i budowie skórki charakterystyczne dla form lądowych (strzałka, jeżogłówki). Niektóre rośliny adaptują się szybko (kilka razy w ciągu sezonu wegetacyjnego). Inne wytwarzają liczne stadia przejściowe pomiędzy formą wodną i lądową. U rdestu ziemnowodnego forma wodna ma liście eliptyczne, błyszczące, nagie i na ogół długoogonkowe; forma lądowa – lancetowate, owłosione i krótkoogonkowe. Gatunki o takich właściwościach, po przebadaniu pod kątem tolerancji na ścieki, będzie można stosować do osuszania osadów.

Kształt i wielkość liści często związane są z warunkami świetlnymi i hydrodynamicznymi siedlisk. Lepsze wykorzystanie światła i wytrzymałość na napór wody rośliny osiągają przez zwiększenie powierzchni liści, przy jednoczesnym jej podzieleniu na drobne łatki, nitki lub wstęgi (kropidło, jaskier, strzałka). Dotyczy to w szczególności roślin strefy brzegowej, które okresowo mogą znaleźć się pod wodą, czasami szybko płynącą (potocznik, marek, przetacznik). Adaptacjom podlegają również rośliny wodne. Grążel, po uruchomieniu wody, wytwarza drobniejsze liście pływające po powierzchni i wiotkie, przydenne liście zanurzone, nieco podobne do liści sałaty. Moczarka i gatunki podobne do niej pokrojowo wytwarzają pędy o dłuższych międzywęźlach i drobniejszych liściach. Czasami jeden gatunek może tworzyć różne formy (wodną, ziemno-wodną, lądową), dostosowując się w zakresie swojej amplitudy ekologicznej do stopnia ekspozycji na ścieki. Wykorzystując hydromakrofity w oczyszczaniu wody, należy uwzględniać zróżnicowanie ich form życiowych w różnych warunkach siedliska.

Podsumowanie i wnioski

1.Większość gatunków hydrofitów i helofitów, pospolicie i często spotykanych w Polsce, nadaje się do wykorzysta-

nia w jednym lub kilku etapach oczyszczania ścieków, doczyszczania wód pościekowych, osuszania osadów lub jako wskaźniki czystej wody, spełniającej wymagania klasyfikujące ją do wypuszczenia do wód powierzchniowych.

2. Biocenoza może być jedynym albo jednym z wielu składników oczyszczalni wody. Ponieważ stanowi ona ostatni, a często i samodzielny etap oczyszczania, jej znaczenie jest rozstrzygające dla stanu środowiska.

3. Celowe byłoby wzbogacenie zbiorowiska, na które oddziaływają wypływające z oczyszczalni klasycznych tzw. wody pościekowe (oczyszczone zaledwie w 30–70%), o wiele nowych proponowanych gatunków.

4. Zastosowanie wielu gatunków w fitocenozach oczyszczających poprawiłoby ich trwałość, podniosło wydajność i zwiększyłoby redukcję zanieczyszczeń, a także przedłużyłoby czas funkcjonowania w sezonie wegetacyjnym.

5. Aktualne badania powinny określić wytrzymałość, a w związku z tym możliwość zastosowania określonych makrofitów do oczyszczania wody zanieczyszczonej w różnym stopniu i różnymi związkami chemicznymi.

6. Optymalnym (niskonakładowym i ekologicznym) sposobem oczyszczania małych ilości ścieków bytowych w punktowych źródłach zanieczyszczeń jest proponowany układ trzech zbiorników. Zbiornik pierwszy powinien mieć szeroką strefę podtopioną (odpowiadającą łęgom) i wypłyconą (z roślinnością przybrzeżną). W obszarze otwartej toni głębokość ścieków nie powinna być zbyt duża ze względu na dyskomfort świetlny. Do oczyszczania wody można tu wykorzystać ponad 15 gatunków roślin naczyniowych.

7. Zbiornik drugi powinien mieć, w stosunku do pierwszego, większą głębokość i większą powierzchnię strefy toni wodnej. W drugim zbiorniku, jako banku diaspor, powinny rosnąć wszystkie gatunki występujące w pierwszym zbiorniku, ponadto można do niego wprowadzić największą liczbę gatunków (woda podczyszczona).

8. Zbiornik trzeci, pełniący funkcję odbiornika wody oczyszczonej, powinien mieć największą strefę toni wodnej. Liczbę gatunków roślin można tu ograniczyć do indykatorów czystego środowiska.

9. Kondycja roślin, a tym samym ich sprawność w oczyszczaniu wody, uwarunkowane są ich możliwościami dostosowania do środowiska. Adaptacji podlegają cechy budowy anatomicznej i morfologicznej. Dalszych badań wymaga ekologia roślin siedlisk: wodnych, wilgotnych i eutroficznych. Niewystarczająca znajomość biologii i ekologii większości hydrofitów powoduje, że nie są one szeroko stosowane w oczyszczalniach pracujących z udziałem roślin ani w niewielkich, przydomowych zbiornikach wodnych, pełniących funkcję oczyszczającą.

Literatura

DOROCHOW S. 1958: za Winberg G., Lachnowicz W. 1968: *Nawożenie stawów*. PWRiL.

OŚWIT J. 1980: *Rola roślinności bagiennej w środowisku przyrodniczym doliny Narwi w aspekcie oczyszczania się wód*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 234; 88–101.

PACHUTA K 1992: *Przegląd krajowych i zagranicznych rozwiązań zastosowania roślin w procesie oczyszczania ścieków* (w): *Doskonalenie technologii i metod oczyszczania ścieków wiejskich z wykorzystaniem roślinności do eliminacji związków biogennych oraz sposobów unieszkodliwiania odpadów stałych.* Sprawozd. z tematu badawczego VI.4/SW/4 IMUZ, Falenty 36 s. (maszynopis).

PACHUTA K. 1993: *Analiza wyboru najbardziej przydatnych metod pozyskiwania wybranych gatunków roślin hydrofilnych wraz z wynikami prób kiełkowania nasion tych roślin dla potrzeb zagrodowych oczyszczalni ścieków* (w): *Badanie możliwości i sposobów wykorzystania hydrofitów w wiejskich oczyszczalniach ścieków typu hydroponicznego.* Kier. tematu: I.Wojarska. Sprawozd. z tematu badawczego S-11/4.6/SW IMUZ, Falenty 33 s. (maszynop.).

PACHUTA K. 1994: *Implantowanie roślin naczyniowych dla celów oczyszczania ścieków.* Grant KBN 50105080022 (wyniki badań).

PACHUTA K. 1995: *Możliwości oczyszczania wody z pomoca hydrofitów.* Przegl. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ.7.

PACHUTA K., NOWAK C. 1995: *Możliwości wzbogacania zbiorowisk roślin w hydrobotanicznych oczyszczalniach ścieków.* Przegl. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. 8.

PODBIELKOWSKI Z., PODBIELKOWSKA M. 1994: *Przystosowania roślin do środowiska.* Wyd. Szkol. i Pedag., Warszawa: 583 ss.

Adres autorki

K. Pachuta

Katedra Przyrodniczych Podstaw Melioracji SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Władysław ROGIŃSKI, Piotr WICHOWSKI

Unieszkodliwianie odpadów wiejskich

Abstract

Neutralizing of country waste. The picture of country waste rising is very little recognize. Quick evolution of country settlements, changing of buildings, of community and bigger aspirations of people for make the city's style of living on country side, make such situation that country needs systems of weste neutralizing. If we join systems of waste neutralizing, automatically we have to prepare some indexes of waste accumulating in country aglomerations. Basing on earlier investigations we' 11 prepare index of accumulating size, quality and density. With using notes from our investigations we' 11 make the general way of country waste neutralizing. Biowaste will be neutralize in farmhauses (composts). The other waste like glass, gum, scrap will be accumulate in places in countries, which from they' 11 be sometimes take to bigger, parisch places.

Key words: waste managment, the choice and neutralizing of country waste.

Wstęp

Rozwój cywilizacyjny wiąże się z coraz intensywniejszą produkcją i konsumpcją, skutkiem czego jest ciągle wzrastająca ilość odpadów. Ilość i jakość odpadów powstających w miastach na obecnym etapie jest dobrze rozpoznana (Shin, Strahle 1970; Sibiga, Skalmowski 1977; Kempa 1983). Wykonane badania i ich analizy pozwalają na właściwe programowanie systemów gospodarki odpadami. Powstawanie odpadów w osadach wiejskich jest dotąd rozpoznane niedostatecznie. Zagadnieniami tymi zajmowały się: Siejowa (1983), Przywarska i Olpińska (1985). Ustaliły one, że wskaźnik nagromadzenia objętościowego we wsiach Górnoląskiego Okręgu Przemysłowego wahał się od 0,37 do 1,05 m^3/M na rok. W latach 1982–1985 Piotrowska analizowała teoretyczne przesłanki ilości i jakości odpadów z gospodarstw domowych i obiektów infrastruktury społecznej (tab. 1).

W roku 1992 Piotrowska i Litwin przeprowadziły badania i analizę intensywności powstawania odpadów komunalnych we wsiach położonych w obrębie aglomeracji warszawskiej (tab. 2).

Na podstawie uzyskanych materiałów nie można tworzyć systemowych struktur gospodarki odpadami na wsi; w badaniach tych nie przedstawiono bowiem analizy morfologicznej odpadów.

Na Politechnice Warszawskiej w Płocku w latach 1994–1995 dla wsi Kanigowo (Szczutowska, Rogiński 1995) przeprowadzono badania wskaźników nagromadzenia odpadów stałych z analizą morfologiczną (tab. 3, 4). Uzyskane wyniki z badań stanowią materiał wyj-

TABELA 1. Stan roku 1985 i prognoza wskaźników nagromadzenia odpadów w gminach wiejskich (Piotrowska 1986)

Lata	Wskaźnik powstawania odpadów					
	wieś w aglomeracji (peryferyjne strefy miast)			wieś poza aglomeracją		
	kg/M/ rok	m^3/M/rok	kg/m^3	kg/M/rok	m^3/M/rok	kg/m^3
1985	290	0,6	480	55	0,3	180
1990	300	0,65	460	60	0,3	180
1995	310	0,7	440	75	0,3	225
2000/2005	320	0,75	425	80	0,3	270

TABELA 2. Zestawienie wskaźników nagromadzenia odpadów w 4 wsiach aglomeracji warszawskiej (Piotrowska, Litwin 1992)

Nazwa wsi	Wskaźnik nagromadzenia objętościowego (m^3/M/rok)		% ludności wsi objętej usługami wywozu
	z gospodarstw domowych	z gospodarstw domowych i działalności usługowo-produkcyjnej	
Raszyn	1,0	2,66	32
Michałowice	1,1	3,60	42
Stare Babice	0,67	brak ewidencji	17
Opacz	1,05	2,94	26

TABELA 3. Wskaźniki nagromadzenia odpadów stałych we wsi Kanigowo

Numer zagrody	Liczba		Ogólna ilość odpadów w jednej zagrodzie (dm^3/rok)	Ilość odpadów przypadająca na 1 mieszkańca w zagrodzie (dm^3/M/rok)
	mieszkańców	hektarów (ha)		
1	5	28,0	14709	2942
2	3	18,0	11083	3694
3	5	25,0	14673	2935
4	5	9,5	11413	2283
5	5	8,0	10900	2180
6	4	10,0	11326	2832
7	4	6,0	11057	2764
8	5	15,0	13542	2708
9	4	30,0	14458	3615
10	4	10,0	11581	2895
Ogółem	44	169,5	124742	2835

TABELA 4. Morfologia odpadów we wsi Kanigowo

Rodzaj odpadów	Ilość odpadów (dm^3/rok)	Ilość odpadów (%)
Resztki jedzenia	3686	3,0
Drewno	771229	57,1
Papier, tektura karton	4503	3,6
Tworzywa sztuczne:		
• butelki	3189	2,6
• inne	2679	2,1
Tekstylia	606	0,5
Części mineralne:		
• popiół	31325	25,1
• gruz, stłuczka	676	0,5
Złom żelazny i metale kolorowe	693	0,6
Szkło:		
• ciemne	1906	1,5
• białe	1961	1,6
Kości	2289	1,8

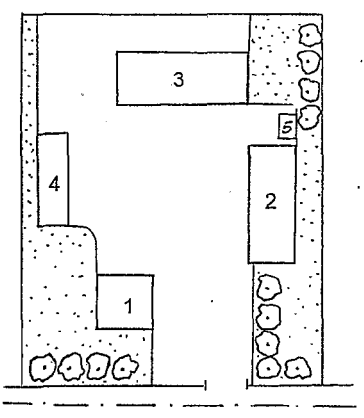
ściowy do opracowania struktury systemu gospodarki odpadami wiejskimi.

Gospodarka odpadami na wsi

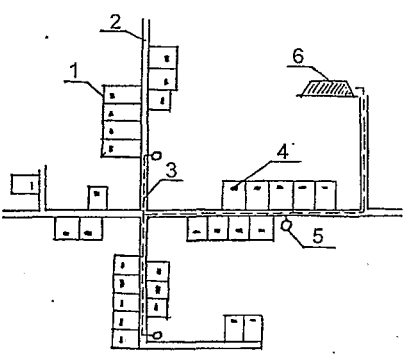
Dotychczasowa gospodarka odpadami komunalnymi na wsi z reguły odbiega od wymogów ochrony środowiska. Nierzadko są one wyrzucane na dziko w sposób nie kontrolowany, w różne zagłębienia terenu, na obrzeża lasów bądź na krańce wsi. Powoduje to skażenie powietrza, gleby i wody, dlatego należy minimalizować oddziaływanie odpadów na środowisko. Toteż istotną kwestią jest segregacja odpadów stałych, która prowadzi do zmniejszenia ich ilości. Według badań ekspertów z uniwersytetu w Hamburgu dochodzi ono do 30%. Przy selektywnej zbiórce także odpadów kuchennych redukcja masy odpadów może się teoretycznie zwiększyć do 50–60% (Oteishat 1995). Selektywna gospodarka odpadami prowadzi do tego, że spożywcze odpady kuchenne należy wykorzystywać do skarmiania zwierząt. Bioodpady po przetworzeniu na kompost powinno się wykorzystać w gospodarstwie do nawożenia gleby. Powstające duże ilości drewna należy wykorzystywać na opał, a powstający popiół wraz z gruzem należy zużytkować do wyrównywania i utwardzania terenu. Odpady suche (tworzywa sztuczne, naczynia kuchenne, obuwie, opony itp.) powinny być gromadzone w wydzielonym miejscu. Na rysunku 1 przedstawiono schemat selektywnej zbiórki odpadów i zagospodarowania surowców.

System ten polega na kompostowaniu bioodpadów w zagrodach (rys. 2) i tworzeniu punktów gromadzenia i składowania odpadów suchych w obrębie wsi (rys. 3). W zasadzie każda wieś ma niezbędne warunki do gromadzenia odpadów w punktach zbiorczych. Odległość ich od przynależnych zagród nie powinna przekraczać 100 m (Siuta, Wasiak 1987). Punkty zbiorcze muszą być tak konstruo-

RYSUNEK 1. Schemat selektywnej zbiórki odpadów i zagospodarowywania surowców



RYSUNEK 2. Kompostowanie bioodpadów w zagrodzie: 1 – dom, 2 – budynek inwentarski, 3 – stodoła, 4 – garaże, 5 – płyta kompostowa



RYSUNEK 3. Model ogólny gospodarki odpadami wiejskimi: 1 – zagroda, 2 – droga, 3 – mobilny transport odpadów suchych, 4 – płyty kompostowe, 5 – punkty do gromadzenia odpadów suchych, 6 wysypisko gminne

wane, aby wiatr nie wynosił z nich lekkiej frakcji odpadów i powinny być również tak wkomponowane w środowisko, aby nie szpeciły krajobrazu. Z takich punktów odpady można wywozić co kilka lub kilkanaście tygodni ze względu na ich małą aktywność biologiczną. Należy tu podkreślić, że ostatnio gospodarkę odpadami komunalnymi zaczęto traktować jako element planowania regionalnego. W

takim systemie gospodarki odpadami należy go rozpatrywać wraz z otoczeniem, w którym on funkcjonuje i który na niego oddziałuje. Występują w nim źródłowe obszary gromadzenia (punkty wiejskie); obiekty pośrednie z procesami wstępnymi (przeładunek, segregacja); obiekty pośrednie z procesami wtórnymi (spalanie, kompostowanie) oraz obiekty końcowe (wysypiska).

Podsumowanie

Unieszkodliwianie odpadów komunalnych na wsi należy obecnie do najważniejszych problemów bezpośrednio związanych z ochroną środowiska naturalnego. Dlatego należy dążyć do rozwiązań techniczno-organizacyjnych minimalizujących uciążliwość składowanych odpadów w środowisku przyrodniczym. Wykorzystywane na wsi procesy technologiczne unieszkodliwiania odpadów komunalnych powinny uwzględniać praktyczne wdrożenie programów minimalizacji prowadzących do zmniejszania ilości odpadów wymagających końcowego ich unieszkodliwiania. Dlatego przy unieszkodliwianiu odpadów na wsi należy wdrożyć działania prowadzące do:

- selektywnej zbiórki i gromadzenia odpadów w punkcie ich powstawania,
- odzyskania surowców wtórnych,
- unieszkodliwiania odpadów organicznych z wykorzystaniem naturalnych procesów przetwórczych, kompostowania przyzagrodowego,
- zagospodarowania pozostałej części odpadów na regionalnych wysypiskach, kompostowniach lub spalarniach.

Dla tak określonych systemów unieszkodliwiania odpadów z jednostki osadniczej bądź z wydzielonego regionu należy przyjąć takie procesy technologiczne gospodarki odpadami, w których będzie można uzyskać wymagany efekt unieszkodliwiania odpadów przy najkorzystniejszych wskaźnikach ich ekonomicznej efektywności.

Niezbędne są dalsze prace badawcze w omawianym zakresie, a szczególnie wyjaśnienia wymagają takie zagadnienia, jak: 1) kompleksowe badania w celu ustalenia miarodajnych wskaźników nagromadzenia odpadów wiejskich, 2) badanie składu morfologicznego odpadów.

Literatura

KEMPA S. 1983: *Gospodarka odpadami miejskimi.* Arkady, Warszawa.

OTEISHAT O. 1995: *Optymalizacja systemu gospodarki odpadami komunalnymi dla Królestwa Jordanii.* Politechnika Warszawska, Warszawa.

PIOTROWSKA H. 1986: *Prognozowanie ilości, jakości oraz metod usuwania i unieszkodliwiania odpadów komunalnych.* PZITS, Warszawa.

PIOTROWSKA H., LITWIN B. 1992: *Monitoring odpadów produkowanych przez gminy – wskaźnik nagromadzenia stałych odpadów komunalnych w gminach wiejskich,* Warszawa (maszynopis).

PRZYWARSKA R., OLPIŃSKA E. 1985: *Charakterystyka odpadów powstających na terenie urbanizującej się wsi.* PZITS, Katowice.

ROGIŃSKI W., SZCZUTOWSKA J. 1995: *Gospodarka odpadami na wsi,* Politechnika Warszawska w Płocku (maszynopis).

SHIN K., STRAHLE 1970: *Waser – Luft – Bertrieb.*

SIBIGA J., SKALMOWSKI K. 1977: *Technologia oczyszczania miast.* WSiP, Warszawa.

SIEJA L. 1983: *Opracowanie średnich aktualnych i prognostycznych wskaźników nagromadzenia odpadów komunalnych dla miast i wiejskich jednostek osadnictwa województwa katowickiego*. PZITS Katowice (maszynopis).
SIUTA J., WASIAK G. 1987: *Gospodarka odpadami na terenach wiejskich*, PAX, Warszawa.

Adres autorów
W. Rogiński, P. Wichowski
Katedra Budownictwa Wiejskiego SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Jan SIUTA

Rekultywacyjna (glebotwórcza) użyteczność osadów ściekowych

Abstract

Reclamation (soil formation) usefulness of sewage sludge. Organic and mineral composition of sludges originating from biological treatment of wastewater approximate those of plant compost and soil organic matter. Levels of nitrogen, phosphorus, calcium and magnesium are higher in sludges than in composts and manure. Excessive contents of heavy metals and germs considerably reduce the possibility of applying these sludges as fertilizeres in agriculture. Such sludges should be applied for non-agricultural land restoration.

Appropriate amounts of wastewater sludge introduced to the soil-less ground bestow in the properties of fertile soil. This concerns not only the natural grounds but also heaps of industrial, mining and communal spoils where upon a speedy and cheap development of vegetation cover is of great importance providing opportunities for land protection and landscape formation. Wastewater sludges may be used not only to reclaim spoil heps but also to efficiently produce the plant mass which may be processed to obtain compost, thus combining waste disposal with the after-use of grounds.

In the paper the results were discussed of the study and practical application of wastewater sludges to restoring the soil-less grounds.

Wprowadzenie

Osady z biologicznego oczyszczania bytowo-gospodarczych (miejskich i wiejskich) i przemysłowych (zwłaszcza przetwórstwa rolno-spożywczego) ścieków obfitują w glebotwórczą (próchniczotwórczą) substancję organiczną i mineralne składniki pokarmowe roślin.

Stosunek węgla do azotu w ustabilizowanych osadach ściekowych jest analogiczny jak w próchnicy gleb uprawnych i w dojrzałych kompostach. Osady ściekowe zawierają też duże ilości łatwo przyswajalnych dla roślin mineralnych związków azotu i fosforu oraz łatwo rozkładalnej (mineralizowanej) substancji organicznej. Wymienione właściwości stanowią o bardzo dużej użyteczności osadów ściekowych do rekultywacji bezglebowych gruntów, melioracyjnego użyźniania gleb, nawożenia gleb i roślin.

Wprowadzenie odpowiednio dużej dawki osadu ściekowego do powierzchniowej warstwy bezglebowego gruntu nadaje mu biologiczną aktywność, właściwą dla urodzajnej gleby (Siuta i in. 1973, 1976, 1980; Siuta, Wasiak, Kozłowska 1995). Także sam osad, bez wymieszania go z mineralnym gruntem, tworzy korzystne warunki do intensywnego wzrostu roślin zdolnych do pobierania bardzo dużych ilości składników pokarmowych i produkowania obfitej masy

zielonej (Siuta 1995; Siuta, Wasiak 1995).

Rekultywacyjne i nawozowe wartości osadów ściekowych są często pomniejszane lub niweczone przez chorobotwórcze organizmy i nadmierne zawartości metali ciężkich. Także płynna, mazista, bryłowata konsystencja osadów ściekowych stanowi istotne utrudnienie w ich przyrodniczym użytkowaniu. Odwodnienie osadów ściekowych do ziemistej konsystencji jest wymagane obecnie nawet wtedy, gdy mają być usuwane na wysypiska komunalne lub oddzielne składowiska.

Chorobotwórcze organizmy (głównie bakterie i jaja pasożytów przewodu pokarmowego) mogą być częściowo lub całkowicie niszczone w procesie uzdatniania osadów do przyrodniczego ich użytkowania. Transformacja fizycznych właściwości osadów ściekowych jest zwykle łączona z ich biologiczną sanitacją. Trudniejszy do rozwiązania problem stanowią nadmierne (szkodliwe) zawartości metali ciężkich, które wprowadzone do gleby pozostają w niej na długie lata, skąd są pobierane przez rośliny lub przemieszczane do wód podziemnych. Nadmierna zawartość metali ciężkich w osadzie ściekowym nie wyklucza możliwości stosowania go do nawożenia, ale wielkość jednorazowej lub sumarycznej dawki osadu jest limitowana przez ładunek metali ciężkich dopuszczony dla określonej gleby.

Bariera nadmiernej zawartości metali ciężkich w osadach jest coraz częściej pokonywana przez kraje przodujące w ochronie środowiska (Bernacka; Pawłowska 1994). Minimalizują one zrzuty metali ciężkich do ścieków przez odpowiednie technologie produkcji i podczyszczanie ścieków u ich źródeł. Dzięki temu osady ściekowe zamiast uciążliwych odpadów stają się użytecznym produktem. W projektowaniu budowy i modernizacji polskich oczyszczalni konieczność ograniczenia zawartości metali ciężkich i chorobotwórczych organizmów w osadach jest coraz lepiej postrzegana i realizowana. Główną siłą perswazji są tu ekologiczne i ekonomiczne bariery pozbywania się uciążliwych odpadów. Można oczekiwać, że w następnym dziesięcioleciu osady większości krajowych oczyszczalni ścieków będą uzdatnione do rekultywacyjnego i nawozowego użytkowania.

Skład chemiczny osadów ściekowych

Zawartość substancji organicznej w przefermentowanych (znacznie zminimalizowanych) osadach ściekowych wynosi około 50% suchej masy. W surowych osadach z biologicznego oczyszczania ścieków substancja organiczna stanowi ponad 75% s.m. Najczęściej spotykana zawartość azotu w przefermentowanych osadach wynosi 2,5–3,5% s.m., a w surowych nawet powyżej 7% s.m. Osady obfitują w fosfor, którego zawartość dochodzi do kilku, a niekiedy nawet kilkunastu procent (w przeliczeniu na P_2O_5) s.m. Udział wapnia (głównie w postaci $CaCO_3$ i $CaSO_4$) wynosi kilka do kilkunastu procent s.m.

Spośród makroskładników tylko zawartość potasu jest znikoma w osadach ściekowych. Zawartość pozostałych składników jest większa (nawet wielo-

krotnie) niż w kompostach i oborniku. Zawartość metali ciężkich w osadach polskich oczyszczalni w latach 1977–1994 przedstawia tabela 1 (Wasiak 1995).

TABELA 1. Zawartość metali ciężkich w polskich oczyszczalniach w latach 1975–1994 (% s.m.)

Metal	Osady polskie w latach 1977–1994		Osady szwajcarskie w latach 1975-1989	Osady oczyszczalni "Czajka" w Warszawie I–IV 1993 r.	Dopuszczalne wartości stężeń metali w osadach wg PIOŚ przy wydaniu decyzji z 25.07.90
	zawartości ekstremalne	najczęściej stwierdzane zawartości			
Ołów	58–2970	100–500	100–300	150	500
Kadm	8–562	1–20	1–3	70	10
Cynk	1150–10000	2500–4000	900–1800	2600	2000
Miedź	14–1250	200–500	200–500	750	800
Nikiel	3–950	100–300	20–60	210	100
Chrom	8–17075	250–700	50–200	860	500

Kraje Wspólnoty Europejskiej i Ameryki Północnej określiły dopuszczalne zawartości metali ciężkich w osadach przeznaczonych do rolniczego (nawozowego) użytkowania. W wielu przypadkach są one bardziej tolerancyjne od polskich zaleceń (Siuta i in. 1982; Bernacka, Pawłowska 1994; Wasiak 1995).

Badawcze i wdrożeniowe doświadczenia rekultywacyjnego stosowania osadów ściekowych

Znajomość chemicznych i biologicznych właściwości osadów ściekowych, poparta pilotowym doświadczeniem, pozwoliła zastosować (w 1974 r.) osad z gdańskiej oczyszczalni ścieków do ukształtowania gleby z morskiego piasku (podobnego do plażowego) i szaty roślinnej na terenie budowanego wówczas Portu Północnego (Siuta i in. 1973, 1988). Zastosowano 500 m^3 osadu na hektar rekultywowanego gruntu, który wymieszano z podłożem do głębokości 30–35 cm, tworząc korzystne warunki do życia traw, krzewów i drzew.

Kompleksowe badania rekultywacyjnej użyteczności osadów ściekowych przeprowadzono w latach 1974–1976 na potrzeby projektowania budowy oczyszczalni ścieków dla prawobrzeżnej Warszawy (Siuta i in. 1976). Wielowariantowe, rekultywacyjne doświadczenia przeprowadzono na: 1) porolniczych nieużytkach, 2) bezglebowych gruntach kopalni piasku, 3) modelowych gruntach (w mikropoletkach o powierzchni 1,8 × 1,8 m) ukształtowanych z piasku luźnego, gliny, popiołu Elektrociepłowni "Żerań". Plonotwórcze efekty rekultywacyjnego zastosowania osadu ściekowego porównano z kompostem, rozdrobnionymi odpadami komunalnymi, ziemią próchniczną. Jednym z wariantów tego doświadczenia był sam osad (warstwa 50 cm). Wszystkie modelowe grunty zalegały na piaskowym podłożu. Strukturę rocznych i wielolet-

nich plonów roślin z mikropoletkowego doświadczenia rekultywacji modelowych gruntów przedstawia rysunek 1.

Najwyższe plony uzyskano z 50-centymetrowej grubości podłoży:

- tarchomińskiej grzybni odkwaszonej wapnem,
- osadu ściekowego,
- gliny użyźnionej osadem ściekowym.

Popiołowe podłoże użyźnione osadem ściekowym dało bardzo dobre plony roślin w latach 1978–1980, nie dało żadnego plonu w pierwszym roku (1977) doświadczenia.

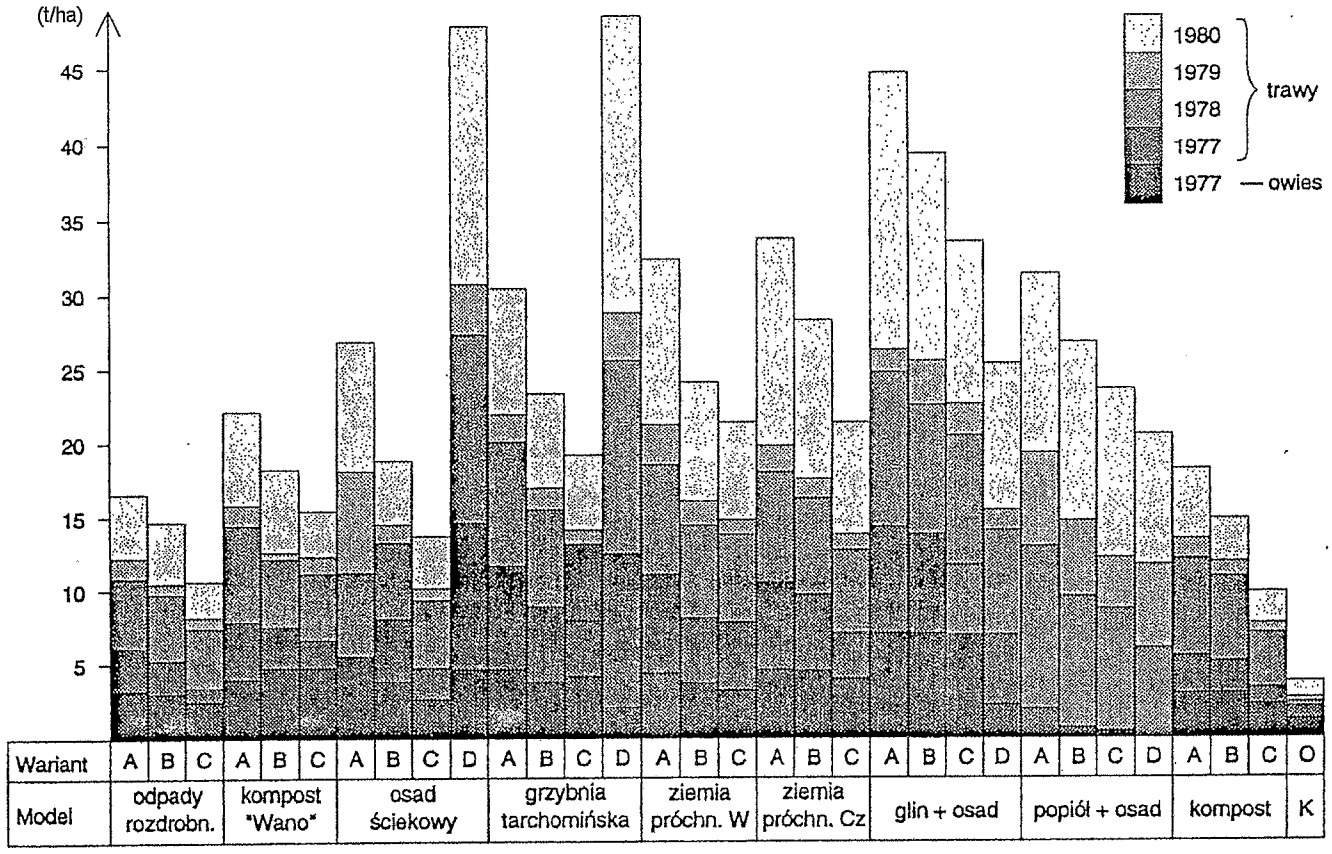
W latach 1978–1980 popiołowe podłoża użyźnione osadem ściekowym dały większe plony od glinowych podłoży z takimi samymi dawkami osadów ściekowych. Świadczy to o bardzo wysokich glebotwórczych walorach popiołu. Plonotwórczą efektywność osadowych i osadowo-piaskowych (5% osadu + 95% objętości piasku) podłoży zbadano w lizymetrycznym doświadczeniu, uprawiając kolejno: grykę, mieszankę traw, kupkówkę pospolitą, kukurydzę. Pochodzenie (wykaz oczyszczalni) osadów ściekowych i zawartość w nich podstawowych składników przedstawia rys. 2, a plonotwórczą efektywność rysunek 3.

Iloraz plonów roślin z osadowych podłoży do plonu z podłoża piaskowego wahał się od 2,9 do 5,8, a z osadowo-piaskowych podłoży do piaskowego podłoża od 2,0 do 4,5. Wyjątek stanowiły osady z Piaseczna i Sażyny, które zawierały bardzo duże ilości metali ciężkich i substancji toksycznych dla roślin. Wnioski i zalecenia dla praktyki opublikowano w 1982 roku (Siuta, Wasiak, Pasińska), a monografię badań w 1988 r. (Siuta i in.).

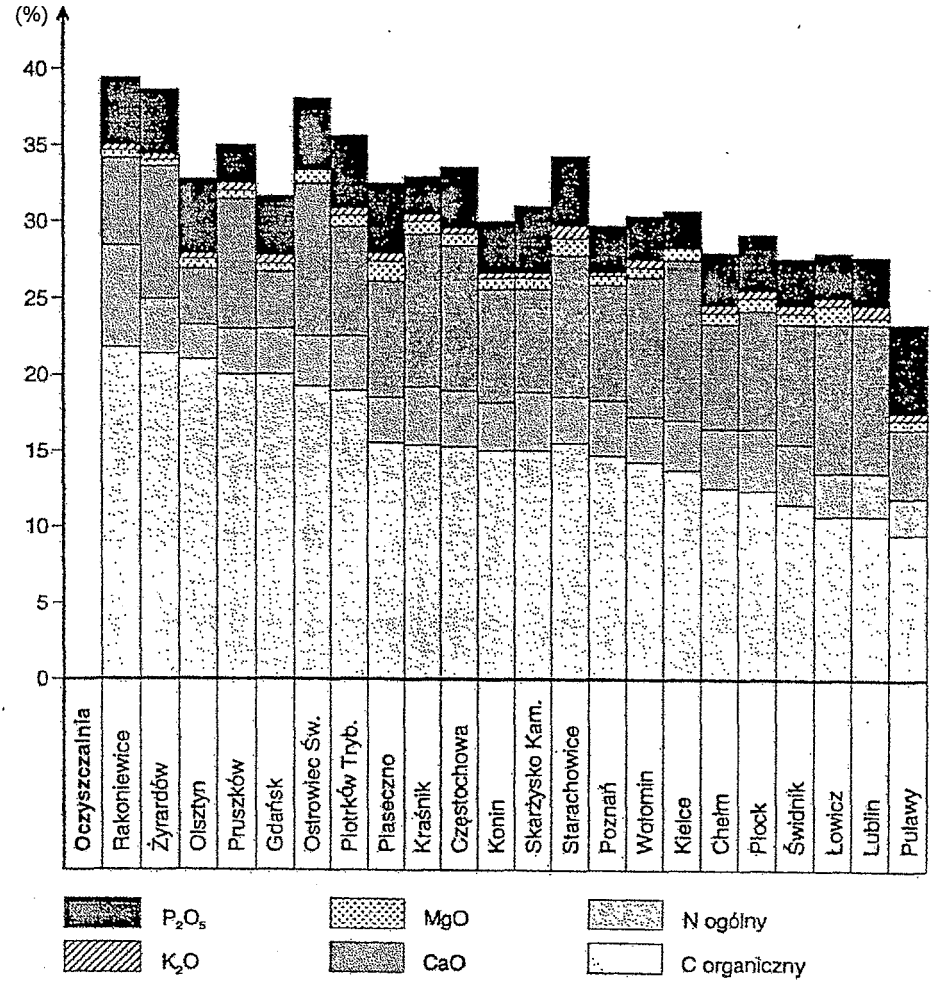
Mając na względzie nadmierne zawartości metali ciężkich i chorobotwórczych mikroorganizmów oraz uprzedzenia ludności względem nawozowego użytkowania osadów ściekowych, a jednocześnie konieczność efektywnego unieszkodliwiania osadów z jednej strony oraz ochronnego i krajobrazotwórczego zazieleniania pylących i erodowanych składowisk odpadów przemysłowych, podjęto prace nad skojarzonym likwidowaniem obu uciążliwości.

Duże przemysłowe składowiska odpadów są właściwymi obiektami nie tylko do rekultywacyjnego stosowania osadów ściekowych, lecz także do bardzo intensywnej uprawy roślin przerabianych na kompost. Osad może być stosowany (corocznie lub w większych odstępach czasu) w dużych dawkach, zapewniających obfitość składników pokarmowych i korzystne warunki wodne.

Ekologiczne funkcje intensywnego wzrostu roślin na składowiskach odpadów przemysłowych nie sprowadzają się do ochrony atmosfery i przyległych terenów, lecz także zmniejszają lub eliminują wgłębną infiltrację wód opadowych, chroniąc podziemne i powierzchniowe wody przed zanieczyszczeniem. Na bardzo dobrze użyźnionym gruncie głównym czynnikiem ograniczającym produkcję masy roślinnej jest niedobór wody. Wiosenno-letnie zasoby wody opadowej są w całości pobierane przez korzenie roślinności trawiastej, zanim zdążą przedostać się poniżej darniowej warstwy. Te właściwości roślin wykorzystuje się nawet do odwadniania osadów płynnych i mazistych w lagunach i poletkach osadowych oraz na placach składowania



RYSUNEK 1. Struktura plonów siana w mikropoletkowym doświadczeniu rekultywacji gruntu pokopalnianego: A – 500 m^3/ha; B – 250 m^3/ha; C – 100 m^3/ha; D – 50-centymetrowa warstwa; O – bez rekultywacyjnego użyźnienia



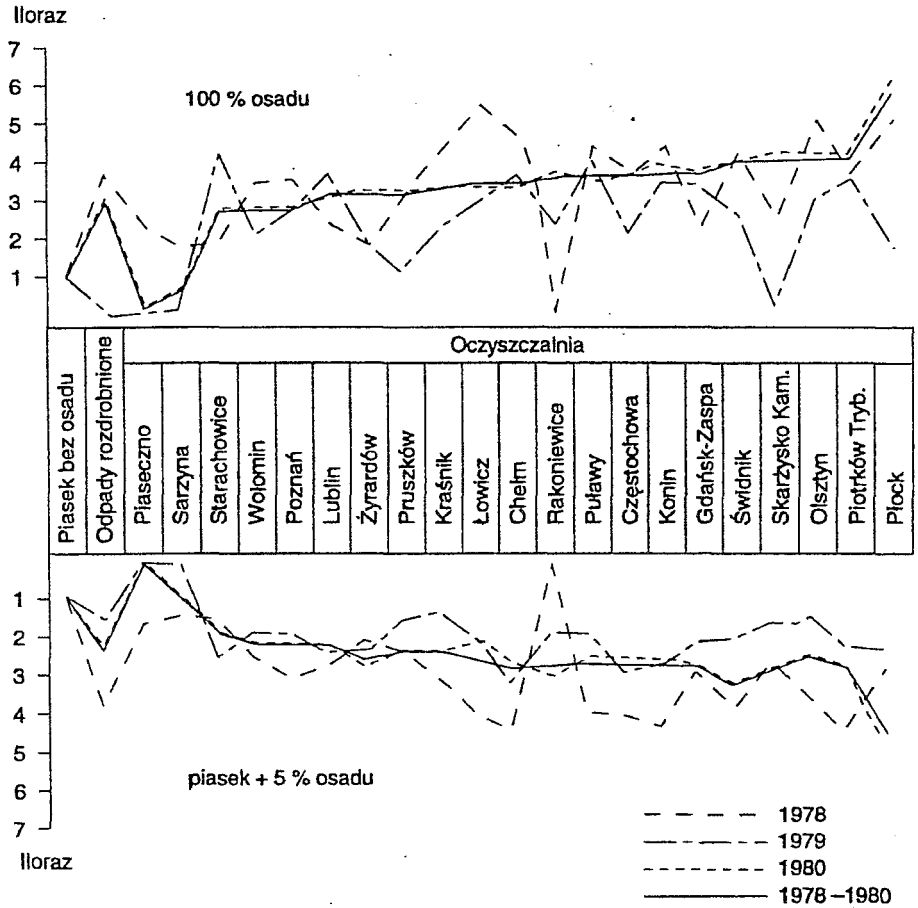
RYSUNEK 2. Średnie zawartości składników nawozowych w osadach komunalnych oczyszczalni ścieków

i dosuszania osadów mechanicznie odwodnionych.

Oczyszczalnie ścieków: "Hajdów" w Lublinie, "Czajka" w Warszawie, w Jeleniej Górze, w Łasku, w Piotrkowie Trybunalskim stosują już roślinną transformację osadów płynnych i mechanicznie odwodnionych.

Rekultywacyjne użytkowanie osadu (z oczyszczalni ścieków w Stalowej Woli) jest daleko zaawansowane (około 25 ha w 1995 r.) w Kopalni Siarki "Jeziórko", mimo że doświadczenia zapoczątkowano tu dopiero wiosną 1994 r.

Pilotowo-wdrożeniowe doświadczenie zastosowania osadu ściekowego do

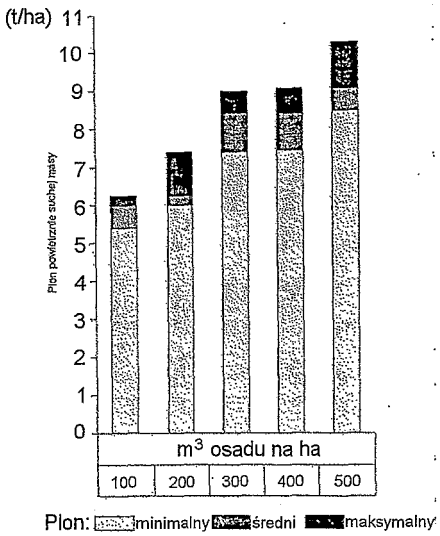


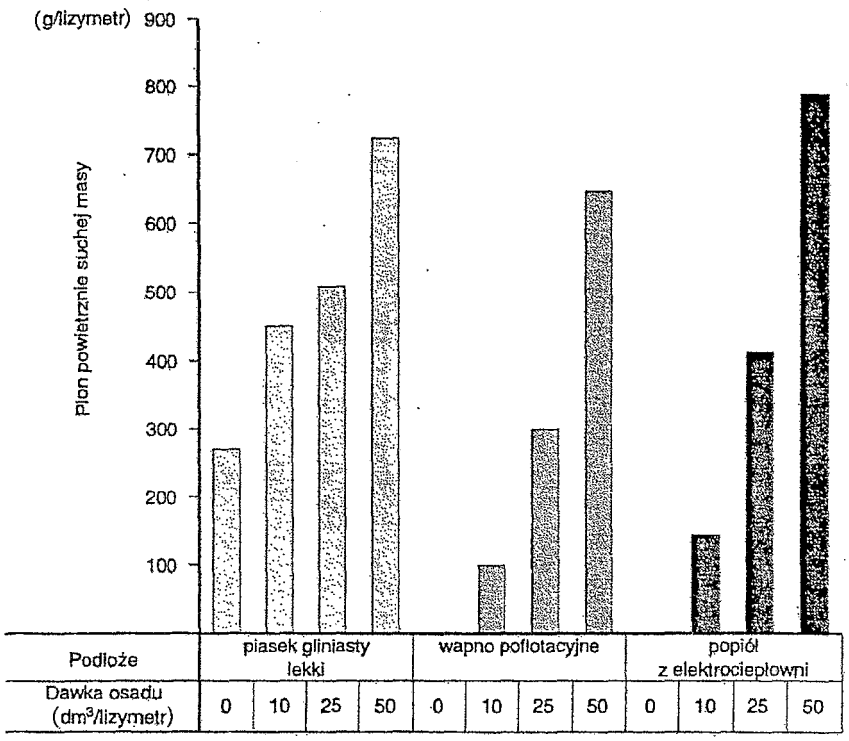
RYSUNEK 3. Iloraz suchej masy plonów roślin z podłoży osadowych i osadowo-piaskowych w stosunku do podłoża piaskowego

rekultywacji popiołowego gruntu i przerobu masy roślinnej na kompost (zapoczątkowane wiosną 1994 roku) dało bardzo wysokie plony roślin (rys. 4) o korzystnym składzie chemicznym.

Wstępne wyniki plonotwórczego działania osadu ściekowego na podłożach popiołu z Elektrociepłowni "Siekierki", poflotacyjnego wapna z Machowa i piasku gliniastego lekkiego w lizymetrycznym doświadczeniu przedstawia rysunek 5, a zawartość składników w roślinach tabela 2.

Zawartość makroskładników i metali ciężkich jest bardzo korzystna do produkcji kompostu. Również rośliny z płynnych i mazistych podłoży osadowych nie zawierają takich ilości metali ciężkich, które dyskwalifikowałyby kompostową ich użyteczność (tab. 3).





RYSUNEK 5. Plonotwórcze działanie osadu ściekowego na bezglebowych podłożach w lizymetrycznym doświadczeniu (zbiory roślin od 03.08.94 do 06.09.95 r.)

TABELA 2. Zawartość składników mineralnych w roślinach lizymetrycznego doświadczenia rekultywacyjnej efektywności osadu ściekowego na bezglebowych podłożach; zbiór roślin 28.06.1995 r.

Dawka osadu (dm^3/ lizymetr)	N	P	K	Ca	Mg	Zn	Pb	Cu	Cd	Ni	Cr
	% suchej masy					mg/kg suchej masy					
popiołowe podłoże											
10	1,52	0,23	2,25	0,61	0,49	33,2	0,9	5,9	0,08	2,4	0,7
25	1,58	0,25	2,52	0,49	0,47	36,5	0,6	6,6	0,05	2,7	0,8
50	2,40	0,29	2,92	0,44	0,42	42,2	0,9	9,0	0,05	3,3	1,4
wapienne podłoże											
10	1,14	0,23	1,93	0,86	0,42	131,5	1,5	7,1	0,26	5,5	0,7
25	1,32	0,21	1,59	0,93	0,52	92,0	1,0	6,9	0,31	5,9	0,6
50	1,70	0,28	1,26	0,92	0,56	83,0	0,7	8,5	0,18	5,8	0,6
piaskowe podłoże											
10	1,86	0,24	1,26	2,28	0,48	44,5	1,0	9,3	0,07	5,2	1,1
25	1,99	0,28	1,82	1,26	0,46	50,5	1,0	7,6	0,09	4,8	0,7
50	2,53	0,26	1,73	0,77	0,43	38,5	0,8	9,7	0,04	3,8	0,5
osadowe podłoże											
15 cm warstwa	2,91	0,28	1,25	0,86	0,58	88,5	1,1	11,3	0,07	8,1	0,6
30 cm warstwa	3,01	0,38	1,53	1,58	0,48	203,5	1,9	6,7	0,14	4,2	0,9

TABELA 3. Liczebność zbadanych prób roślin (z osadowych podłoży) o zawartości metali ciężkich w przedziałach od bardzo małych do dużych ilości oraz porównanie tych danych z dopuszczalnymi zawartościami dla kompostu Dano w Polsce i kompostu roślinnego w Niemczech [Siuta 1995]

Metal		Liczba prób o zawartości składnika (mg/kg s.m.)												Dopuszczalne zawartości (mg/kg s.m.)			
		do 1	1,1–2,0	2,1–3,0	3,1–5,0	5,1–10,0	10,1–20,0	20,1–50,0	50,1–100,0	100,1–200,0	200,1–300,0	300,1–500,0	500,1–1000	BN-89/9103-09 kompost Dano		Kompost roślinny Niemcy; Mayer
														klasa I	klasa II	
Miedź	Cu					7	32	23	6	1				300	600	100
Cynk	Zn								3	16	18	13	11	1500	2500	400
Chrom	Cr	52	15				2	1						300	500	100
Nikiel	Ni	8	2	8	8		4	3	4					100	200	50
Kadm	Cd	39	14	6	2		2	1						5	15	1,5
Ołów	Pb	20	15	6	15		12	3		1				350	500	150

Sposoby przyrodniczego użytkowania osadów ściekowych

Osady mogą być stosowane do:

- ukształtowania szaty roślinnej na poeksploatacyjnych składowiskach odpadów przemysłowych i komunalnych,
- roślinnego utrwalania powierzchni pylących i narażonych na rozmywanie przez wody opadowe,
- plantacyjnej uprawy drzew i krzewów,
- szkółkarskiej uprawy drzew i krzewów,
- melioracyjnego użyźnienia gleb rolniczo nieefektywnych,
- nawożenia użytków rolnych (zwłaszcza gruntów ornych),
- produkcji kompostu roślinnego.

Spośród wymienionych pierwsze dwa i ostatni sposób będą dominującymi do czasu wydatnej poprawy technologii transformacji fizycznych i biologiczno-sanitarnych właściwości osadów oraz zmniejszenia w nich zawartości metali ciężkich.

Duże możliwości użytkowania osadów ma też plantacyjna produkcja drzew na suchogruntowych nieużytkach i nieefektywnych gruntach rolnych. Nawozowe użytkowanie osadów ściekowych w rolnictwie będzie miało duże zastosowanie nie wcześniej niż po roku 2005. W dalszej przyszłości nawozowe użytkowanie osadów będzie dominowało, tak jak ma to już miejsce w najbardziej rozwiniętych krajach Europy i Ameryki Północnej.

Zastosowanie osadów ściekowych do biologicznej rekultywacji bezglebowych gruntów

Gruntami bezglebowymi są: 1) naturalne utwory geologiczne pozbawione pokrywy glebowej wskutek różnego rodzaju robót ziemnych, erozji wodnej i wietrznej, masowych ruchów ziemi; 2) zwałowiska i nasypy naturalnych mas ziemnych, 3) składowiska mineralnych odpadów przemysłowych, 4) wysypiska odpadów bytowo-gospodarczych, 5) gleby silnie zdegradowane.

Zwarte i sumarycznie duże obszary gruntów bezglebowych stanowią:

- składowiska odpadów paleniskowych (popiołów i żużla),
- zwałowiska nadkładu w górnictwie odkrywkowym, zwłaszcza węgla brunatnego,
- zwałowiska odpadów górnictwa podziemnego, zwłaszcza węgla kamiennego,
- składowiska odpadów z flotacji rudy miedziowej i siarkowej (zagłębia miedziowe i siarkowe),
- składowiska odpadów chemicznych: wapna posodowego, wapna pokarbidowego, fosfogipsu, osadów poneutralizacyjnych,
- składowiska odpadów hutniczych,
- naturalne grunty zdegradowane chemicznie,
- porolnicze grunty zdegradowane przez niewłaściwe użytkowanie i erozję wietrzną.

Od porekultywacyjnego sposobu użytkowania gruntu zależy jego chłonność w stosunku do osadu ściekowego.

Najbardziej osadochłonne i długotrwałe jest agrotechniczne przetwarzanie osadów ściekowych na kompost. Drugie miejsce pod względem osadochłonności należy do plantacyjnej uprawy drzew i krzewów. W obu przypadkach rośliny są bardzo intensywnie żywione osadowymi składnikami, a obfita masa roślinna jest przetwarzana na kompost lub użytkowana energetycznie czy też jako surowiec drzewny.

Osad ściekowy stosuje się tu nie tylko do ukształtowania szaty roślinnej, lecz także do ciągłej intensywnej produkcji biomasy. Pozwala to na kojarzenie potrzeb: 1) biologicznej rekultywacji gruntów bezglebowych, 2) unieszkodliwiania osadów ściekowych (odpadu), 3) porekultywacyjnego użytkowania gruntu, 4) minimalizacji nakładów na rekultywację gruntów i unieszkodliwianie osadów, 5) transformację odpadów do postaci roślinnych surowców.

Dużą zaletą omawianych sposobów jest możliwość długotrwałego stosowania wysokich dawek osadów ściekowych (na jednostkę powierzchni) bez zagrożenia dla wód gruntowych oraz dla jakości surowca roślinnego. Przy tak dużym użyźnieniu gruntu intensywność wegetacji jest limitowana wielkością opadów atmosferycznych i podsiąkiem wód gruntowych. Woda opadowa nie infiltruje więc do wód podziemnych, lecz jest w całości pobierana przez rośliny i wyparowywana do atmosfery.

Wnioski

Osady z biologicznego oczyszczania ścieków mogą być stosowane do:

- ukształtowania szaty roślinnej oraz produkcji niekonsumpcyjnej masy

roślinnej na składowiskach odpadów przemysłowych i komunalnych;
- roślinnego utrwalania powierzchni pylących i narażonych na rozmywanie przez wody opadowe;
- plantacyjnej uprawy drzew i krzewów;
- melioracyjnego użyźniania nieefektywnych gruntów rolnych;
- nawożenia użytków rolnych.

Spośród wymienionych pierwsze trzy sposoby będą dominowały do czasu wydatnego zmniejszenia zawartości metali ciężkich i chorobotwórczych organizmów w osadach. W miarę postępu chemicznej i biologicznej sanitacji nawozowe użytkowanie osadów będzie rosło.

Literatura

BERNACKA J., PAWŁOWSKA L. 1994: *Zagospodarowanie i wykorzystanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków.* IOŚ, Warszawa.

HALL J.E. 1991: *Alternative uses for sewage sludge.* Pergamon Press, Oxford New York.

KOZŁOWSKA B. 1995: *Zastosowanie osadu ściekowego do biologicznego zagospodarowania składowisk popiołów lotnych. Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków.* UNI-SERVICE Sp. z o.o. Częstochowa, 259-270.

SIUTA J. 1995: *Wzrost i chemizm roślin na osadach ściekowych. Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków.* UNI-SERVICE Sp. z o.o. Częstochowa; 259–270.

SIUTA J. 1995a: *Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych.* Ekoinżynieria 2(3); 10–14.

SIUTA J. i in. 1973: *Projekt rekultywacji gruntów oraz urządzenia zieleni w Porcie Północnym i strefie ochronnej.* IUNG Puławy (maszynopis).

SIUTA J. i in. 1976: *Sposoby i program rolniczej utylizacji osadu ściekowego z prawobrzeżnej Warszawy.* IKŚ (IOŚ) Warszawa (maszynopis).

SIUTA J. i in. 1988: *Przyrodnicze zagospodarowanie osadów ściekowych.* PWN, Warszawa.

SIUTA J., WASIAK G. 1995: *Agrotechniczna transformacja osadu na kompost roślinny i osadowy w warunkach Oczyszczalni "Hajdow".* IOŚ, MPWiK, Lublin.

SIUTA J., WASIAK G., KOZŁOWSKA B. 1993: *Agrotechniczne przetwarzanie osadów ściekowych na kompost.* Część II. *Roślinne zagospodarowanie bezglebowych gruntów użyźnionych osadem ściekowym.* Ekologia i Technika 4; 10–14.

SIUTA J., WASIAK G., PASIŃSKA Cz. 1982: *Warunki i sposoby przyrodniczego zagospodarowania osadów z oczyszczalni ścieków miejskich.* "Człowiek i Środowisko" 6(1–2), 155–183.

WASIAK G. 1995: *Wytwarzanie, właściwości i gospodarka osadami ściekowymi w Polsce na tle zachodniej Europy i USA.* Część I. Ekoinżynieria 3(4); 8–11.

Adres autora

J. Siuta

Instytut Ochrony Środowiska

00–548 Warszawa, ul. Krucza 5/11D

Daniel SZEJBA, Juliusz SZEJBA

Rekultywacja skażonego produktami ropopochodnymi koryta rzeki na przykładzie rzeki Zielona Struga

Abstract

Reclamation of river polluted by oil products in example of Zielona Struga river. In 23 May 1995 offenders did illegal bore-hole in piping, which is supplying oil products from Płock to CPN Base in Nowa Wieś Wielka near Bydgoszcz. Bore-hole was done in piping crossing the bed of the Zielona Struga river near Złotniki Kujawskie. Two hundred fifty thousands litres of oil product outflowed from piping to the river. Then the oil products flowed by river to the water weir, which is located about 2.5 km from the illegal bore-hole. Water, river flora and river bed were polluted. The paper presents the activities undertaken in order to reclaim polluted river environment. Stable and floating protective-filtration barrier system was done on the river. River reclamation was possible after removal of stored water from the river reservoir. The efficient method of oil pollutions removal from river bed, bank and water are presented.

Key words: water pollution, oil products, reclamation.

Wstęp

Przedsiębiorstwo Eksploatacji Rurociągów Naftowych „Przyjaźn" (PERN) w Płocku jest administratorem systemu rurociągów naftowych produktów surowych i finalnych na terenie Polski, który schematycznie został przedstawiony na rysunku 1 (Energia 2000, 1995). Rurociągi z terenu Rosji i portu w Gdańsku dostarczają ropę naftową do rafinerii w Płocku. Z rafinerii Płock do Bazy CPN w Nowej Wsi Wielkiej w woj. bydgoskim doprowadzony jest rurociąg produktów finalnych, z którego zaopatrywana jest część północna i zachodnia kraju w produkty naftowe. Ropociąg przecina rzekę Zieloną Strugę, będącą w administracji Wojewódzkiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych w Bydgoszczy. Przez rzekę rurociąg przechodzi w rurze ochronnej, zlokalizowanej 50 cm nad dnem, mierząc od dolnej krawędzi rury. Koryto Zielonej Strugi zaprojektowane zostało na przepływy średnie niskie, a dla przeprowadzenia wód średnich i wysokich został równolegle wykonany kanał ulgi. Omawiany rurociąg przechodzi tuż pod jego dnem, które jest ubezpieczone płytami betonowymi.

W dniu 23 maja 1995 r. dokonano nielegalnego odwiertu na rurociągu dostarczającym produkty ropopochodne do Bazy CPN w Nowej Wsi Wielkiej koło Bydgoszczy. Odwiertu dokonano na 28,8 km, licząc od ujścia Zielonej Strugi do Wisły, w miejscowości Gniewkówiec gmina Złotniki Kujawskie, w miejscu przechodzenia pod kanałem ulgi. Ze względu na

duże ciśnienie panujące w ropociągu sprawcy nie opanowali wypływu z nawierconego otworu, i w wyniku tego nastąpił wyciek oleju napędowego w ilości ok. 250 000l. Do chwili zlokalizowania miejsca odwiertu i jego likwidacji wypływający produkt dopłynął korytem rzeki do jazu w Bronimierzu położonego 2,5 km poniżej dokonanego odwiertu. Było to największe i najbardziej niebezpieczne skażenie, jakie powstało na skutek kradzieży produktów naftowych z rurociągów administrowanych przez PERN w Płocku. Dotychczasowe nielegalne odwierty dokonywane były na użytkach rolnych, wywołując skażenie gleby.

Ropa i produkty naftowe są bardzo szkodliwe dla wód powierzchniowych, ponieważ utrzymują się przez długi czas na powierzchni lustra wody, ograniczając dostęp tlenu i światła do niższych warstw toni wodnej. Uniemożliwiają w ten sposób zachodzące w środowisku wodnym procesy biologiczne. W następnym etapie ropa rozwarstwia się i około $^1/_3$ jej ilości ulega wyparowaniu, po czym – spadając wraz z deszczem – może powodować wtórne skażenie. Rozkład ropy w wodzie wiąże się z pobieraniem z niej tlenu i zależy od temperatury, zasolenia (woda morska), składu chemicznego, odczynu i wielu innych czynników. Rozlana na powierzchni lustra wody ropa stopniowo przekształca się w cienką warstewkę, hamującą absorpcję CO_2 z atmosfery przez rośliny środowiska wodnego, tworząc emulsję, pianę, a w końcu osady denne (Nowakowski 1993).

Celem niniejszego artykułu jest przedstawienie działań mających na celu likwidację skutków skażenia wód powierzchniowych produktami ropopochodnymi na konkretnym przykładzie rzeki Zielona Struga.

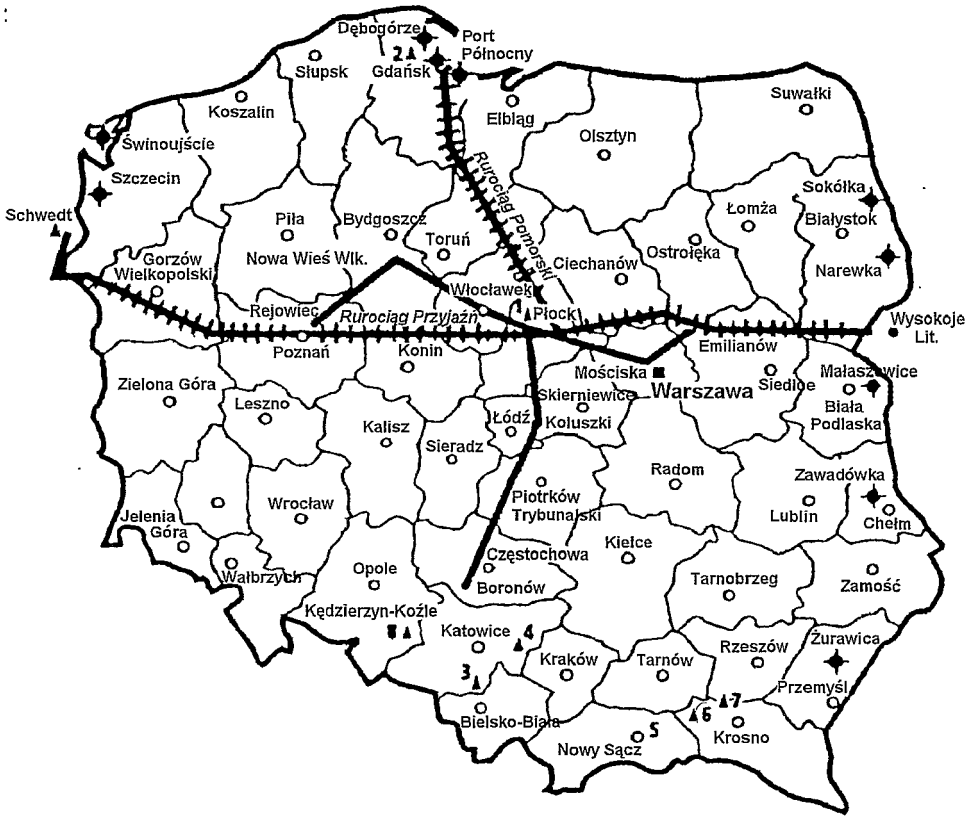
Charakterystyka zlewni i sposobu gospodarowania wodą

Zielona Struga jest lewobrzeżnym dopływem Wisły, który ma duży udział w zasilaniu wód podziemnych Niziny Nieszawskiej, gdzie znajdują się ujęcia wód ze studni głębinowych dla Torunia i Inowrocławia. Długość rzeki wynosi 34 km, a jej całkowita powierzchnia zlewni wynosi 223,4 km^2. Powierzchnia zlewni cząstkowej, gdzie zatrzymało się skażenie na jazie w Bronimierzu wynosi 40,1 km^2.

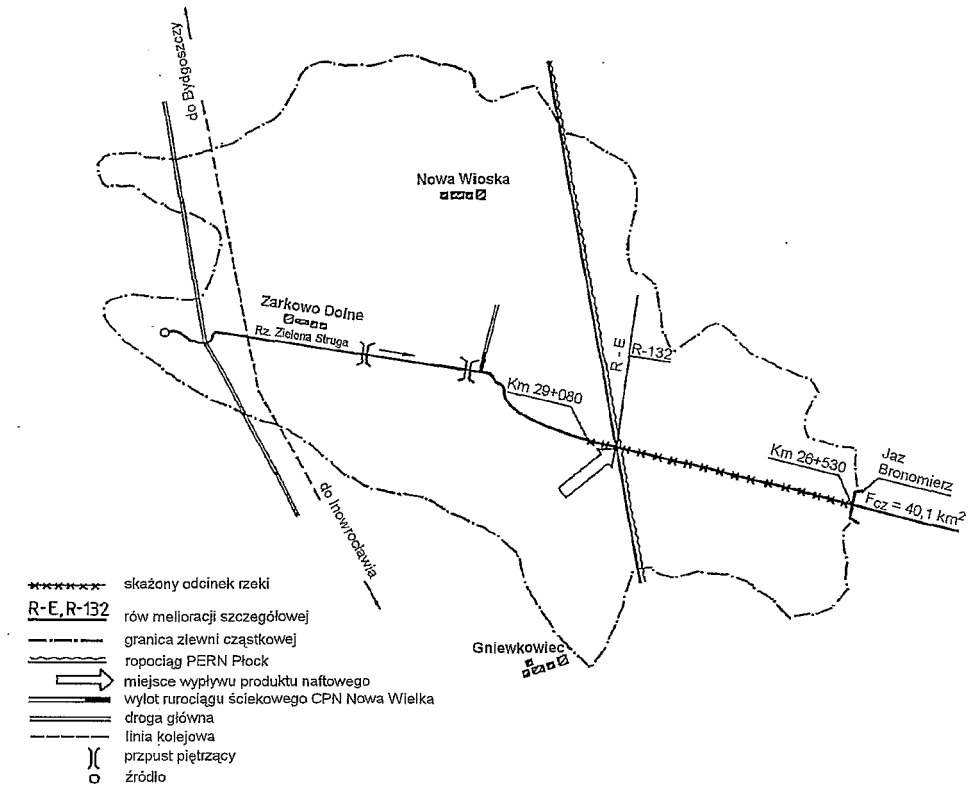
Regulację Zielonej Strugi wykonano na przełomie lat siedemdziesiątych i osiemdziesiątych w celu kompleksowego uregulowania stosunków wodnych w zlewni, szczególnie na obszarze użytków zielonych. Na rysunku 2 przedstawiono zlewnię cząstkową, gdzie nastąpiło skażenie.

W ramach prowadzonych prac melioracyjnych wykonano melioracje odwadniające, jak i urządzenia piętrzące na rowach szczegółowych dla realizacji nawodnień podsiąkowych. W korycie rzeki wykonano dwa stopnie piętrzące i trzy jazy, umożliwiające spiętrzenie zwierciadła wody do 2 metrów. W latach osiemdziesiątych zmeliorowano około 3 tys. hektarów użytków zielonych, wykonując systemy odwadniająco-nawadniające.

Zlewnia pozbawiona jest jezior i innych zbiorników wodnych, gdzie można by retencjonować i korzystać z nich w



RYSUNEK 1. Schemat tras rurociągów ropy i produktów naftowych w Polsce (Energia 2000, 1995)



RYSUNEK 2. Schemat zlewni cząstkowej rzeki Zielona Struga

okresie wegetacyjnym. Dlatego też z początkiem marca zamykane są jazy i przechwytywana zostaje woda pochodząca ze spływów wiosennych, wypełniając koryto i uzupełniając zapasy retencji glebowej w zlewni. Średnio w okresie wegetacyjnym uzyskuje się spiętrzenie zwierciadła wody na jazach o ok. 1,5 m, co umożliwia zgromadzenie zapasu wody glebowej, niezbędnej dla pokrycia potrzeb wodnych użytków zielonych w okresie wegetacyjnym. Po 15 września zasuwy na jazach zostają stopniowo podnoszone, umożliwiając zrzut pozostałej objętości wody na Nizinę Nieszawską, a następnie do Wisły, co umożliwia przeprowadzenie konserwacji cieku (Prażuch 1978).

Szerokość dna Zielonej Strugi na odcinku, który uległ skażeniu, wynosi 1,40 m. Projektowane nachylenie skarp wynosi 1:2, jednakże na skutek długotrwałych piętrzeń po piętnastu latach eksploatacji skarpy uległy deformacji i obecnie przekrój poprzeczny posiada kształt nieregularny. Głębokość koryta waha się od 2 do 3 metrów. Ubezpieczenie stopy skarpy

stanowi kiszka faszynowa 2 × Φ20. Skarpy są porośnięte mieszanką traw, a dolne jej partie turzycami.

Jaz w Bronimierzu wybudowany na kilometrze 26 + 530, na którym zatrzymało się skażenie, posiada następujące parametry:

- przepływ obliczeniowy $Q_{1\%}$ = 1,67 m^3/s,
- światło jazu b = 2,0 m,
- maksymalna wysokość piętrzenia h = = 2,0 m,
- konstrukcja jazu – dokowa, żelbetowa,
- zamknięcie – zasuwa stalowa dwudzielna (Prażuch 1978).

W dolinie Zielonej Strugi w przeszłości powstawały zastoiska wodne zasilane wodami powierzchniowymi i wodami gruntowymi wysiąkowymi, zasobnymi w węglan wapnia. Zastoiska te uległy zamuleniu głównie węglanem wapnia oraz namułami naniesionymi w okresie przepływu wielkich wód. Po wypłyceniu zbiorniki wodne zarosły roślinnością bagienną. Powstały torfowiska turzycowiskowe i szuwarowe, zasobne w węglan wapnia i związki żelaza. Po osuszeniu bagien na początku XIX wieku torf uległ murszeniu i osiadaniu. Ze względu na dużą deniwelację podłoża mineralnego powstały tu gleby torfowo-murszowe węglanowe średnio głębokie i płytkie oraz na dużych obszarach mineralno-murszowe, murszowate i murszaste na utworach węglanowych i na piaskach z domieszką węglanów. Pod utworami organicznymi zalegają warstwy mineralne węglanowe o zawartości węglanu wapnia od 5 do 95%. Głębsze warstwy stanowią przeważnie piaski zamulone węglanami wapnia oraz piaski luźne (Cieśliński i in. 1994).

Inwentaryzacja skażenia

Do dnia powstania wycieku w korycie Zielonej Strugi powyżej jazu w Bronimierzu zgromadzono około 10 000 m^3 wody do nawodnień. W chwili skażenia poziom lustra wody na górnym stanowisku na wodowskazie wynosił 150 cm. Zasuwa jazu podniesiona była tylko 2 cm, zapewniając przepływ biologiczny. Z chwilą pojawienia się produktów ropopochodnych na powierzchni lustra wody jaz w Bronimierzu został całkowicie zamknięty, dzięki czemu skażenie zatrzymało się na stalowych zasuwach jazu i wypełniło wierzchnią warstwę lustra wody na długości około 2,5 km, tj. od km 26 + 530 do km 29 + 080. Skażenie nie przedostało się poniżej jazu w Bronimierzu (Szejba, Kapczyński 1995).

Do chwili zlokalizowania powstałego odwiertu i jego likwidacji wyciekło z ropociągu około 250 000 litrów produktów naftowych. Cała zretencjonowana woda została skażona, przez co pozbawiono rolników możliwości nawodnień i to już na początku okresu nawodnień podsiąkowych.

Ponieważ konserwacja Zielonej Strugi prowadzona jest dopiero w drugim półroczu, całe skażenie przyjęła w zasadzie roślinność szuwarowa porastająca dolne strefy skarp, porost trawiasty powyżej lustra wody i roślinność korzeniąca się w dnie, tzw. kożuch roślinny. Dla środowiska przyrodniczego fakt ten miał bardzo korzystne znaczenie, gdyż produkty na-

ftowe miały ograniczoną możliwość przeniknięcia do wód gruntowych

Całkowitemu skażeniu uległo:

- około 10 000 m^3 wody zretencjonowanej do nawodnień,
- roślinność porastająca obydwie skarpy do wysokości 0.5 m nad lustrem wody,
- roślinność korzeniąca się w dnie i pływająca w korycie.

Częściowemu skażeniu uległ namuł denny zalegający w korycie rzeki oraz warstwa gruntu tworząca skarpy, gdzie miejscowa ludność – wynosząc zebrane z lustra wody produkty w pojemnikach – rozlewała je w sposób przypadkowy. Uszkodzenia skarp powstały głównie na km 27 + 500 do km 28 + 850.

Inwentaryzację skażeń przedstawiono na fotografiach 1–3 (Szejba, Kapczyński 1995).

Likwidacja skażeń i rekultywacja koryta rzeki

Z chwilą opanowania i zamknięcia wycieku przystąpiono do prac mających na celu likwidację skażenia i następnie rekultywację. Prace te można podzielić na trzy etapy: doraźny, rekultywacyjny i profilaktyczny.

Równolegle z likwidacją wycieku z rurociągu całkowicie zamknięto jaz, ażeby pływający produkt i skażona woda nie przedostały się do dolnego stanowiska. Profesjonalne jednostki Ratownictwa Technicznego, Straży Pożarnej oraz CPN za pomocą specjalistycznego sprzętu zbierały z powierzchni lustra wody produkty naftowe do cystern samochodowych, które po napełnieniu odwoziły zawartość do bazy CPN celem przeróbki. Równolegle w sposób nie kontrolowany miejscowa ludność dostępnymi pojemnikami zbierała produkt do metalowych beczek. Osoby te poczyniły jednak duże straty na skarpach poprzez wydeptanie porostu traw oraz rozlewając przez nieostrożność i pośpiech zebrany produkt. Fakt ten spowodował skażenie powierzchni skarpy.

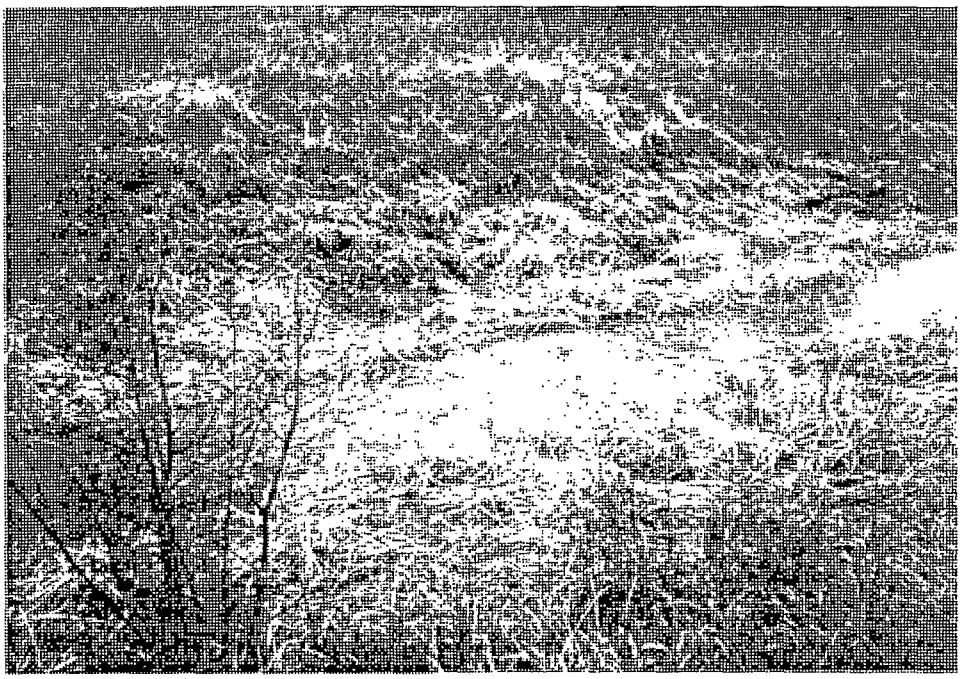
Administrator rzeki w uzgodnieniu z Wojewódzkim Inspektoratem Ochrony Środowiska i Katedrą Ekologii Akademii Techniczno-Rolniczej w Bydgoszczy zaproponował następujące działania w celu likwidacji skażenia i rekultywacji cieku:

- wykonanie stałych i pływających przesłon filtracyjnych,
- odprowadzenie zmagazynowanej wody powyżej jazu w Bronimierzu,
- przygotowanie odpowiedniego składowiska dla skażonej roślinności,
- wykoszenie skażonej roślinności ze skarp i dna rzeki, wydobycie jej z koryta i wywiezienie na przygotowane składowisko,
- rekultywacja skażonych skarp rzeki,
- przeprowadzenie utylizacji skażonej roślinności zgromadzonej w pryzmach.

Przed rozpoczęciem jakichkolwiek prac w korycie trzeba było dokonać powolnego zrzutu zmagazynowanej wody. Fakt ten był o tyle istotny, że w miesiącu czerwcu odnotowano wielkość opadu przewyższającą średnią z wielolecia i na wodowskazie poziom wody systematycznie się podnosił. Dlatego też, dla zapobieżenia nie kontrolowanym spływom wody wraz z produktami naftowymi ponad główną zasuwę jazu, a przez to

FOTOGRAFIA 1. Rozwidlenia koryta Zielonej Strugi i kanału ulgi – miejsce wycieku produktu naftowego

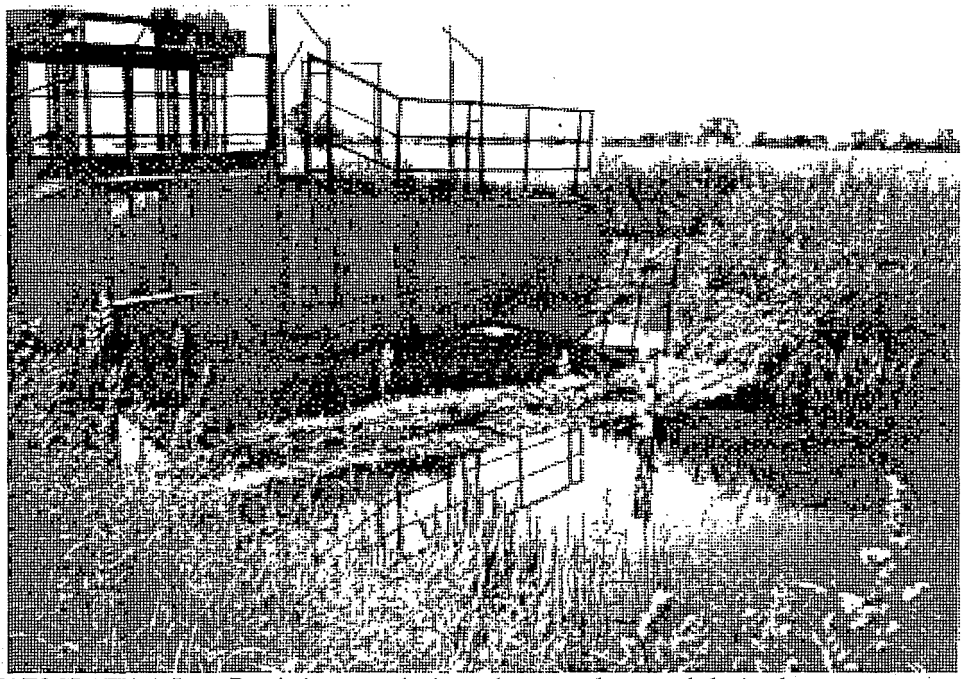
FOTOGRAFIA 2. Skażenie lustra wody w rzece



FOTOGRAFIA 3. Skażona roślinność porastająca skarpy i koryto rzeki

skażenia rzeki na całym jej odcinku, kontrolowany zrzut stał się jedyną alternatywą.

W celu zatrzymania produktów ropopochodnych i filtrowania skażonej wody podczas zrzutów wykonano na górnym stanowisku jazu ekran filtracyjny z powiązanych balotów słomy (fot. 4), który zasłonił cały przekrój zwilżony rzeki (od dna do 0,5 m powyżej zwierciadła wody). Na całym skażonym odcinku w odległościach co około 200 m wykonano ekrany filtracyjne z balotów słomy, pływające na powierzchni wody. Profilaktycznie poniżej jazu wykonano również cztery ekrany filtracyjne w odstępach co 100 m. Mając tak przygotowane zabezpieczenie rozpoczęto zrzut, podnosząc zasuwę na jazie o 2 cm i uzyskując w ten sposób wypływ spod zasuwy w granicach od 20 do 50 l/s. Zrzut prowadzono przez około 10 dni, w wyniku czego na wodowskazie uzyskano odczyt 40 cm i obniżenie lustra wody w korycie cieku do poziomu ubezpieczenia faszynowego. Z chwilą rozpoczęcia zrzutów skażona woda – filtrując poprzez ekrany ze słomy – pozostawiała na niej produkty naftowe. W ciągu pierwszych dwóch dni ekrany były wymieniane codziennie. W następnych dniach ekrany wymieniano z chwilą pojawienia się kolorowych plam poniżej ekranów, co było oznaką nasączenia się balotów produktami ropopochodnymi. W czasie zrzutu wody powyżej każdego ekranu tworzyły się kilkunastometrowe zastoiska produktów naftowych, które były systematycznie zbierane przez cysternę i wywożone do bazy CPN.



FOTOGRAFIA 4. Jaz w Bronimierzu oraz bariera ochronna wykonana z balotów słomy

Ze względu na trudności w znalezieniu miejsca na składowanie skażonej roślinności w dolinie przygotowano trzy składowiska o wymiarach 20 × 10 m, około 10 km od miejsca skażenia. Przygotowanie składowiska obejmowało wyrównanie terenu, wykonanie wykopu głębokości 40 cm i szczelne wyłożenie go grubą folią.

Po obniżeniu lustra wody przystąpiono do usuwania skażonej roślinności z koryta na odcinku od 26 + 530 do 29 + + 080 km. Skażona roślinność porastająca skarpy była wykaszana ręcznie i składana w korycie rzeki. Następnie wraz z roślinnością denną usuwana specjalnie skonstruowanym chwytakiem w kształcie wideł i ładowana bezpośrednio na wywrotki, a następnie wywożona na przygotowane składowiska.

Skażona roślinność została złożona na przygotowanym podłożu w pryzmy wysokości do 2 m. Przez dwa miesiące, tj. lipiec i sierpień, które charakteryzowały się małymi opadami, pryzmy były polewane systematycznie wodą, ażeby umożliwić procesy biochemiczne. We wrześniu, październiku i listopadzie pryzmy będą dwa razy w miesiącu przerzucane i za każdym razem będą dodawane szczepy bakteryjne (osad czynny) pochodzące z oczyszczalni ścieków. Zabiegi te pozwolą na pełną utylizację skażonej roślinności. W roku 1996 pryzmy zostaną skompostowane z obornikiem i po dwóch latach zastosowane jako nawóz.

Namuł z dna rzeki nie został usunięty, zgodnie z sugestiami Katedry Ekologii Akademii Techniczno-Rolniczej w Bydgoszczy. Zostało to podyktowane obawą, że nie uda się wydobyć skażonego namułu z koryta bez naruszenia jego struktury i przeniesienia go na składowisko. Przypuszcza się, że namuł będzie działać jako sorbent i po okresie 1 roku zostaną przeprowadzone badania dotyczące jego szkodliwości, a następnie zostanie podjęta decyzja o ewentualnym jego usunięciu. Po wykonaniu wymienionych czynności jaz pozostał otwarty i do końca roku 1995 nie przewiduje się piętrzenia wody.

Jako działanie profilaktyczne wykonano komplet zapór filtracyjnych, które będą przechwytywać ewentualne zanieczyszczenia, które pozostały jeszcze w kiszkach faszynowych. Zapory zostaną usunięte przed końcem grudnia 1995 r. Miejsca na skarpach, gdzie nastąpiło skażenie podczas wynoszenia produktów ropopochodnych, zostały we wrześniu dwukrotnie spulchnione glebogryzarką. Miało to na celu uaktywnienie działania glebowej flory bakteryjnej rozkładającej związki ropopochodne. Wiosną 1996 r. miejsca te zostaną obsiane mieszanką traw.

Podsumowanie i wnioski

W pracy przedstawiono problem rekultywacji koryta rzeki skażonego produktami ropopochodnymi. Zagadnienie to przedstawiono na przykładzie rzeki Zielona Struga, gdzie nielegalny odwiert w ropociągu spowodował lokalną katastrofę ekologiczną. Przestępcy wykorzystują do wykonania nielegalnych odwiertów miejsca, gdzie jest łatwy dostęp do rurociągu, tj., gdzie rurociąg jest położony płytko pod powierzchnią terenu, na przejściach pod dnem cieków, na przejściach ponad dnem cieków, gdzie rurociąg przechodzi w rurze osłonowej. Dla uniemożliwienia łatwego dostępu ropociągi prowadzone pod dnem cieków powinny być całkowicie zabudowane i zabezpieczone ubezpieczeniem ciężkim.

Odwiert i skażenie rzeki na tak dużą skalę był pierwszym w historii działalności PERN w Płocku. Gdyby nie zbudowane na rzece jazy i szybko podjęte zabiegi rekultywacyjne – to szkody w środowisku naturalnym byłyby jeszcze większe. Wykonane bariery ochronne z balotów słomy skutecznie sorbowały produkty ropopochodne i filtrowały zrzucaną wodę. Generalnie należy stwierdzić, że podjęte działania skutecznie usunęły powstałe skażenie.

W literaturze brak jest opisów skutecznych sposobów działania i likwidacji tego typu skażeń w środowisku rzecznym. Wszystkie podjęte prace na Zielonej Strudze prowadzone były na podstawie doświadczenia i dotychczasowej wiedzy zawodowej osób zaangażowanych w likwidację skażenia. Istnieje zatem potrzeba opracowania podstaw naukowych dla likwidacji skażeń wód powierzchniowych i koryt cieków produktami ropopochodnymi.

Literatura

CIEŚLIŃSKI Z., MIATKOWSKI Z., ROGUSKI W., 1994: *Właściwości fizyczno-wodne gleb mineralnych węglanowych oraz rozwój i planowanie runi łąkowej w zależności od stoso-*

wanych zabiegów agromelioracyjnych. Wiadomości IMUZ, Tom XVIII - zeszyt 3.
ENERGIA 2000 – dodatek miesięczny do Rzeczypospolitej, czerwiec 1995r.
NOWAKOWSKI L. 1993: Zanieczyszczenie środowiska morskiego, Aura 12/93, s.19–21
PRAŻUCH J. 1978: *Projekt regulacji rzeki Zielona Struga.* Biuro Projektów Wodnych Melioracji w Bydgoszczy.
SZEJBA J., KAPCZYŃSKI Z. 1995: *Projekt rekultywacji i oczyszczenia skażonego koryta Zielonej Strugi.* Zakład Usług Melioracyjnych w Inowrocławiu.

Adresy autorów
D. Szejba
Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
J. Szejba
Wojewódzki Urząd Melioracji i Urządzeń Wodnych – Rejonowy Oddział
Inowrocław, ul. Toruńska 25

Przemysław WOLSKI, Elżbieta MYJAK-SOKOŁOWSKA,
Andrzej WANKE, Edward WIENCŁAW, Dorota GADOMSKA

Gospodarowanie wodami pościekowymi w Starej Miłośnie

Abstract

Management of waste water after treatment in Stara Miłosna housing estate. In the housing estate Stara Miłosna near Warsaw there is being built a sewage treatment plant. The original scheme of carrying purified wastewater (600 m^3 per day) directly into the Wawer canal was abandoned for lack of the official permission. There arose a need to seek methods of treating wastewater within the estate. The plan of recycling presented here provides for the wastewater to be treated in a root zone system, then stabilized in recreational ponds or used for landscape irrigation. The water surplus is to be disposed of into the Wawer canal through stones and gravel filtres and drainage.

Wstęp

Polska należy do krajów zagrożonych deficytem wody. Przyczyny tego zjawiska są różne. Mają one charakter bardziej lub mniej naturalny. Można tu wymienić zmiany klimatu jako następstwo ogólnych przemian cyklicznych występujących na Ziemi oraz wpływu działalności człowieka; nadmierną ilość wykonywanych w sposób niewłaściwy odwodnień; nieracjonalne gospodarowanie wodą w zlewniach itd. Te niepokojące zjawiska zmobilizowały wiele krajów do poszukiwania systemów racjonalnego gospodarowania wodą. W licznych opracowaniach modelowych podawane są zasady właściwego wykorzystania wody. Polegają one między innymi na:

- odejściu od scentralizowanych systemów poboru i obiegu wód podziemnych, powierzchniowych i opadowych;
- opóźnieniu spływów powierzchniowych;
- domykaniu systemów obiegu wody (pobór, wykorzystanie, oczyszczanie i zwracanie wody środowisku w obszarze jednostki hydrologicznej lub osadniczej);
- stosowanie naturalnych systemów oczyszczania ścieków charakteryzujących się technologią bezodpadową i energooszczędną;
- odchodzeniu od kanalizacji ogólnospławnych na rzecz segregacji ścieków i dóbr optymalnego sposobu ich oczyszczania w zależności od rodzaju ścieków;
- zminimalizowaniu poboru wody pitnej przez wtórne użycie oczyszczonych ścieków dla celów gospodarczych (recyrkulacja obiegu wody);
- zagospodarowaniu wód odpływających z urządzeń melioracyjnych.

Coraz częściej zwraca się uwagę na wielokrotne wykorzystanie wód w celu zmniejszenia ich deficytu. Służą temu m.in. nowe technologie segregacji i oczyszczania ścieków oraz wykorzystania wód pościekowych. Są one stosowane w wielu krajach niezależnie od tego, czy woda jest tam dobrem deficytowym czy też nie. Oczyszczone wody są wykorzystywane do pielęgnowania terenów zieleni, a miejsca retencjonowania wód opadowych i doczyszczonych wód pościekowych są użytkowane jako tereny rekreacyjne. Tak jest np. w niektórych miastach amerykańskich w Bostonie, w Mt. Clemens w stanie Michigan, w Arcata w Kalifornii czy Austin w Teksasie (Spirn 1984). Podobne rozwiązania można znaleźć również w Polsce: w Zakładach PEPSICOLI w Michrowie k. Tarczyna, w Zakładach Tytoniowych REYNOLDS TOBACCO w Piasecznie, w szkole w Lesznowoli, w Balimowie, w Gronowie Elbląskim, Leszczynach k. Kielc, itd. Liczne przykłady rozwiązań środowiskowych podają Sumień i Wagner-Sumień (1991).

Osiedle Stara Miłosna ma szansę stać się kolejnym przykładem nowego rozwiązania gospodarki wodnościekowej, tym razem zastosowanego po raz pierwszy w Polsce w skali dużej jednostki osadniczej.

Charakterystyka i rozwój osiedla oraz wcześniejsze koncepcje gospodarki wodnościekowej

Na początku lat osiemdziesiątych powstał międzyresortowy zespół do budowy osiedla z zabudową wielo- i jednorodzinną. Osiedle miało być godne przyszłego wieku, co zaakcentowano szumnym dodatkiem, nazywając je osiedlem ekologicznym.

Przeważającą część terenu osiedla stanowi równina zbudowana z piasków wodnolodowcowych i rzecznych oraz piasków eolicznych. Deniwelacje terenu nie przekraczają 3 m. W obrębie terenów osiedla znajdują się użytki rolne, lasy i grunty leśne, grupy zadrzewień, zbiorniki wodne, tereny podmokłe oraz wyrobiska piasku i po eksploatacji gliny.

Wraz z realizacją osiedla postępowała degradacja środowiska przyrodniczego. W pierwszej kolejności uległa zniszczeniu istniejąca sieć hydrograficzna. Zasypano część zbiorników wodnych oraz większość rowów. Obniżyły się poziomy wód gruntowych i znacznie ucierpiała pierwotna szata roślinna. Przyjęto na cele zabudowy enklawy lasów wcześniej przeznaczone na cele publiczne. Zlikwidowano zagajniki, grupy drzew i krzewów. Doprowadziło to do przerwania połączeń przyrodniczych pomiędzy lasami Mazowieckiego Parku Krajobrazowego a Kanałem Wawerskim.

Zgodnie z pierwotnymi planami gospodarka wodnościekowa miała mieć charakter tradycyjny. Wodę do lokalnego wodociągu zaczerpnięto z 6 studni głębinowych zlokalizowanych bardzo niefortunnie na środki osiedla wzdłuż Kanału Wawerskiego, zamiast na jego obrzeżu. Nie rozdzielono kanalizacji bytowej i deszczowej. Przewidziano natomiast podłączenie ogólnosprawnej kanalizacji osiedlowej do kanalizacji warszawskiej poprzez budowę kolektora. Okazało się to jednak na razie niewykonalne ze wzglę-

dów finansowych, co zmusiło inwestorów do rozpoczęcia budowy lokalnej oczyszczalni ścieków.

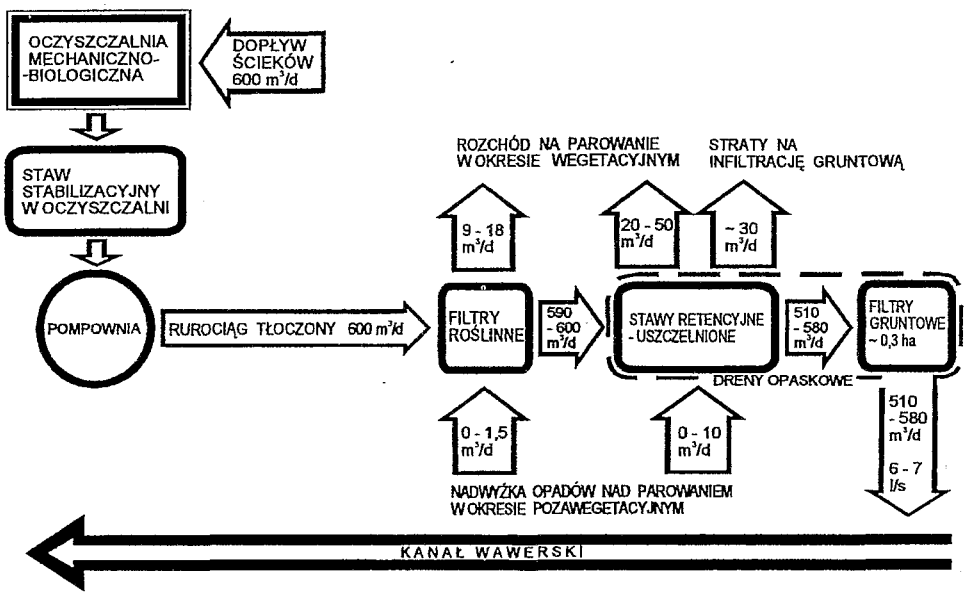
Nowa koncepcja gospodarowania wodą w osiedlu

Według założeń realizowana oczyszczalnia ma doprowadzić ścieki do II klasy czystości wód. Wody pościekowe miały być pierwotnie odprowadzone do Kanału Wawerskiego. Na skutek protestów mieszkańców Anina i Wawra oraz ze względu na to, iż ujście Kanału Wawerskiego położone jest w rejonie ujęcia wód dla Warszawy, Minister Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa uchylił pozwolenie wodnoprawne na odprowadzanie wód pościekowych do Kanału Wawerskiego. W tej sytuacji Wojewoda Warszawski w 1992 r. zlecił zespołowi ze Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, kierowanemu przez prof. Henryka Pawłata, wykonanie ekspertyzy dotyczącej możliwości wykorzystania wód pościekowych do renaturyzacji stosunków wodnych w obrębie Leśnego Obszaru Funkcjonalnego Stara Miłosna, wchodzącego w skład Parku Krajobrazowego. Zaproponowane rozwiązanie nie spotkało się jednak z akceptacją Komisji Ekourbanistycznej przy Wojewodzie Warszawskim i nie zyskało także przychylnej opinii ze strony Dyrekcji Mazowieckiego Parku Krajobrazowego. Zlecono wykonanie następnego opracowania zagospodarowania wód pościekowych, którego rezultaty prezentowane są w niniejszym artykule.

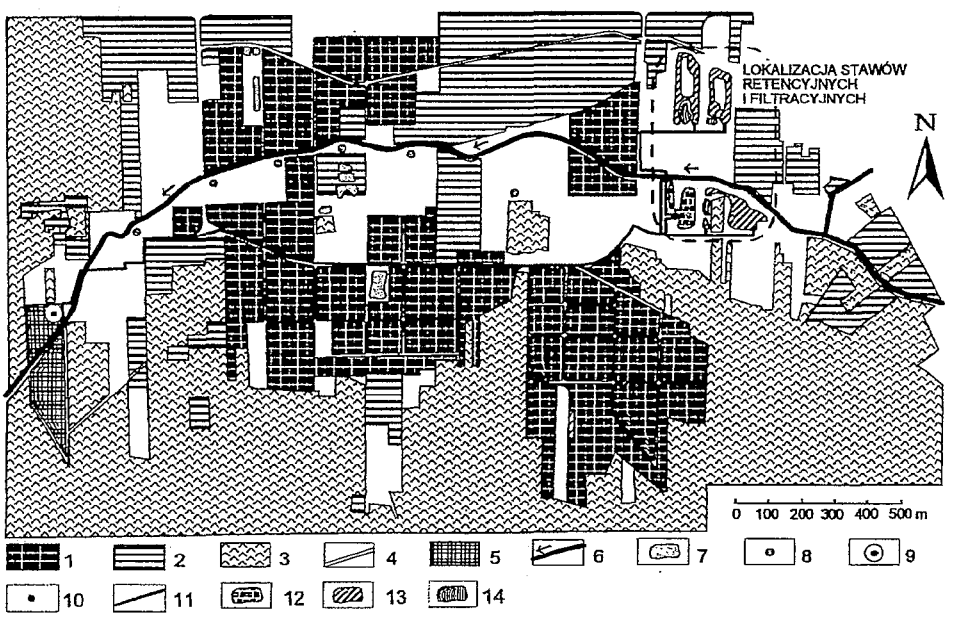
Podstawą do koncepcji gospodarowania wodą w osiedlu są następujące założenia:

- Wody opadowe na terenach osiedla będą infiltrowały do gruntu w niewielkim tylko stopniu, zasilając system kanalizacji ogólnospławnej;
- Wody pościekowe, poddane dodatkowemu doczyszczaniu w stawach szuwarowych i w stawach z otwartą tonią wodną, będą odprowadzone do gruntu i wód powierzchniowych zgodnie z rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991 r. (Dz. U. nr 116 poz. 503);
- Oczyszczone wody nie wpłyną negatywnie na warunki wilgotnościowe i geochemiczne osiedla i terenów z nimi sąsiadujących, a wręcz przeciwnie – poprawią bilans wodny tych terenów, będą wykorzystane do odbudowy poziomu wód gruntowych, wpłyną na wzbogacenie szaty roślinnej w osiedlu;
- Zespół zbiorników wodnych umożliwi stworzenie atrakcyjnego kompleksu terenów zieleni i terenów rekreacyjnych osiedla;
- Oczyszczone wody pościekowe będą mogły być wykorzystane do podlewania osiedlowych terenów zieleni w okresie letnim.

Na rysunku 1 przedstawiono schemat zagospodarowania wód pościekowych z uwzględnieniem rozchodów na parowanie i infiltrację gruntową oraz nadwyżek w okresie pozawegetacyjnym. Lokalizację obiektów i urządzeń wodnych przedstawiono na rysunku 2.



RYSUNEK 1. Schemat zagospodarowania wód pościekowych na terenie osiedla w Starej Miłośnie



RYSUNEK 2. Położenie obiektów związanych z zagospodarowaniem wód pościekowych: 1 – tereny zabudowane osiedla, 2 – pozostałe tereny zabudowane, 3 – lasy i zadrzewienia, 4 – ulice, 5 – oczyszczalnia ścieków, 6 – Kanał Wawerski, 7 – istniejące zbiorniki wodne, 8 – ujęcia wodne, 9 – pompownia wód pościekowych, 10 – pompownia wód pościekowych doczyszczonych, 11 – rurociąg tłoczny wód pościekowych, 12 – filtry roślinne, 13 – stawy retencyjne, 14 – stawy filtracyjne

Warunki hydrogeologiczne panujące na terenie lokalizacji stawów

W profilu gruntów podłoża pod warstwą piasków akumulacji rzecznej występują grunty spoiste zastoiskowe, pod którymi zalegają przeważnie utwory piaszczyste lub gliny zwałowe. Układ warstw jest przeważnie poziomy. Obserwowano jednak różnice w miąższościach poszczególnych wydzielonych warstw, aż do zaniku niektórych z nich (rys. 3, 4 i 5).

Jako główny poziom wodonośny uznano piaski drobne i średnie, występujące poniżej gruntów spoistych. Występuje w nich zwierciadło wody swobodne na głębokości 4,2–5,7 m p.p.t. Jednocześnie obserwuje się lokalnie występowanie okresowego zwierciadła wody swobodnej w piaskach górnych pod powierzchnią terenu na głębokościach 1,5 i 3,0 m p.p.t. Przypowierzchniowe piaski drobne, pylaste i gliniaste są przeważnie luźne $I_D < 0,3$, a lokalnie występują w stanie średnio zagęszczonym $I_D = 0,4$. Współczynnik wodoprzepuszczalności tych piasków określono w zakresie 1–15 m/dobę. Natomiast leżących pod nimi gruntów (gliny piaszczyste i piaski gliniaste) jako mniejszy od 0,5 m/dobę.

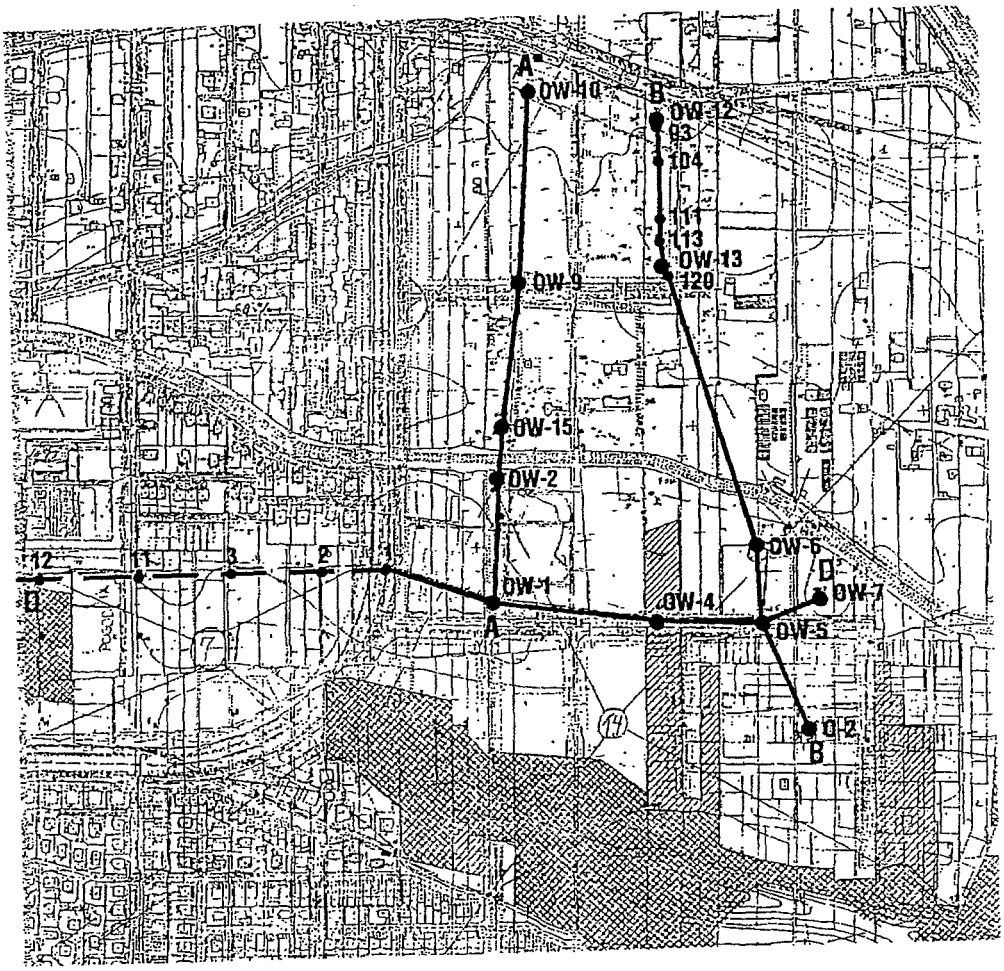
Koncepcja zagospodarowania terenu stawów

Kształt i lokalizacja projektowanych zbiorników wodnych podyktowane są przede wszystkim potrzebą zachowania istniejącej szaty roślinnej. Zaprojektowano dziewięć zbiorników (rys. 6), w tym dwa filtry roślinne, cztery zbiorniki retencyjne uszczelniane i trzy filtry gruntowe.

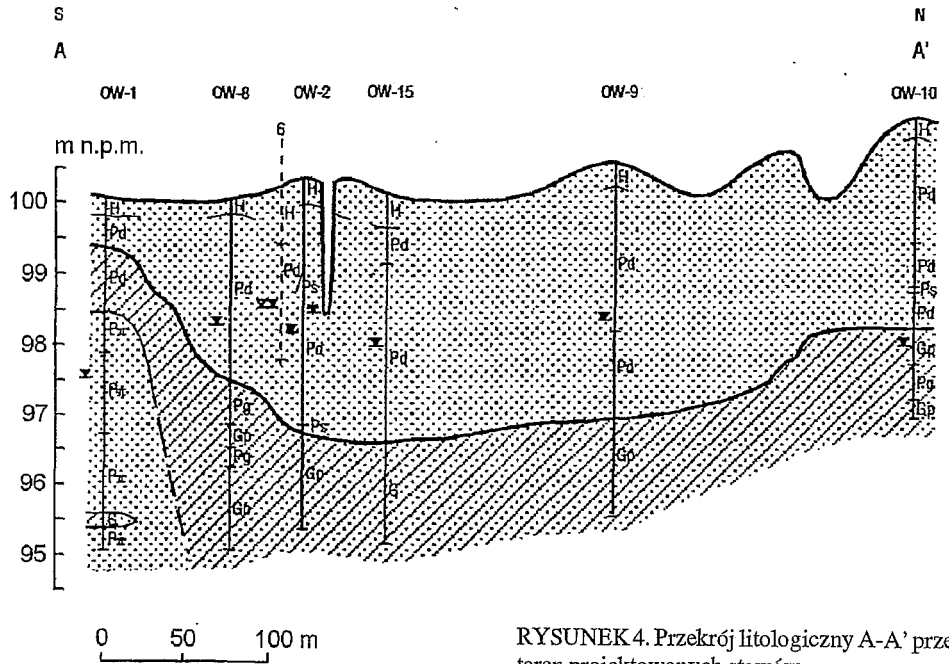
Dla utrzymania założonego piętrzenia wody w stawach retencyjnych o łącznej powierzchni 1,73 ha niezbędne jest ich uszczelnienie. Niewielkie straty wody z przesiąków będą odprowadzane drenażem opaskowym. Odpływ wody ze stawów będzie kierowany do trzech filtrów gruntowych o łącznej powierzchni 0,27 ha. Właściwy przepływ wody do drenażu zapewni grunt rodzimy o wystarczająco dużym współczynniku wodoprzepuszczalności. Będzie on przykryty warstwą filtracyjną z narzutu kamiennego o grubości 0,3 m. Mnichy spustowe zapewnią regulowanie poziomu napełnienia filtru. Wskazane jest, zwłaszcza zimą, utrzymywanie w nim lustra wody na powierzchni ze względu na ochronę przed przemarzaniem. Wody z filtrów będą odprowadzane rurociągami do Kanału Wawerskiego.

Zaprojektowano naturalne formy linii brzegowych stawów. Formy zgeometryzowane występują jedynie we fragmentach brzegów sąsiadujących z obiektami architektonicznymi. Tereny położone wokół stawów przeznacza się na cele rekreacyjne. Będą one ogrodzone niskimi murami i żywopłotami. Tarasy zapewniają wgląd z zewnątrz na stawy. Powierzchnie dróg i placów wewnętrznych ograniczono do minimum.

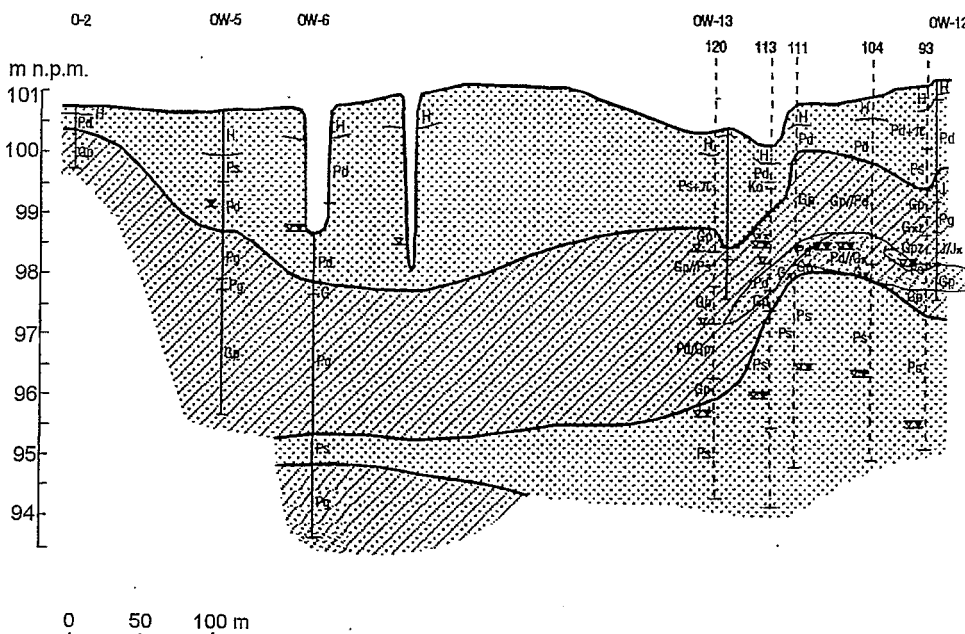
Na potrzeby eksploatacji i rekreacji przewiduje się wybudowanie pawilonów administracyjnych, garaży i obiektów gastronomicznych oraz szatni i hangarów na sprzęt pływający. Budynki są częściowo ukryte w nasypach.



RYSUNEK 3. Lokalizacja przekrojów geologicznych (A-A', B-B', D-D')



RYSUNEK 4. Przekrój litologiczny A-A' przez teren projektowanych stawów



RYSUNEK 5. Przekrój litologiczny B-B' przez teren projektowanych stawów

Oznaczenia do przekrojów litologicznych

Legenda do rysunków 4–5

	utwory przepuszczalne
	utwory słabo przepuszczalne
	ustabilizowany poziom wody podziemnej
	nawiercony poziom wody gruntowej
	sączenie wody gruntowej
//	przewarstwienia
/	pogranicza innego gruntu

Oznaczenia litologiczne

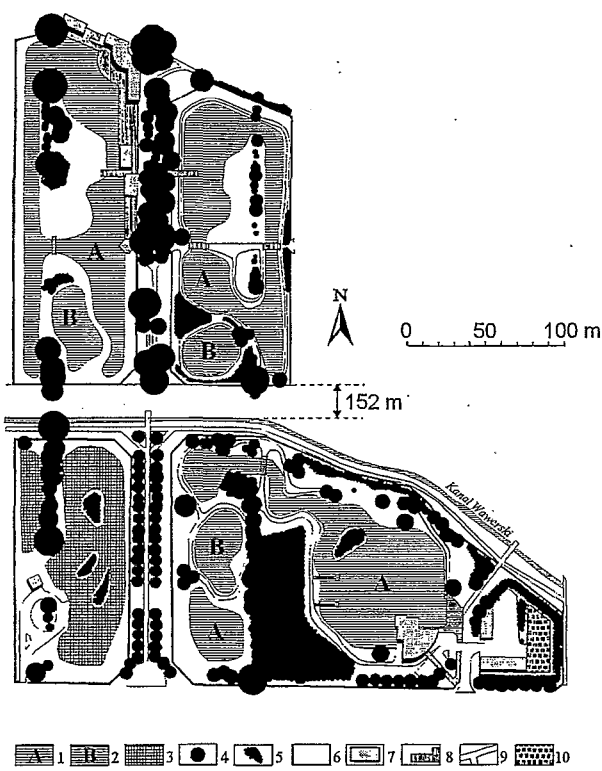
Pr, Ps, Pd	piaski grube, średnie i drobne
Pp	piasek pylasty
Pg	piasek gliniasty
π	pył
Gp	glina piaszczysta
G	glina
Gπ	glina pylasta
Gpz	glina piaszczysta zwięzła
Gπz	glina pylasta zwięzła
Jp	ił piaszczysty
J	ił

Stan gruntów sypkich

szg	średnio zagęszczony
zg	zagęszczony

Stan gruntów spoistych

zw	zwarty
pzw	półzwarty
tpl	twardoplastyczny
pl	plastyczny
mpl	miękkoplastyczny
J_D	stopień zagęszczenia
J_L	stopień plastyczności



RYSUNEK 6. Koncepcja zagospodarowania kompleksu stawów na terenie osiedla Stara Miłosna: 1 – stawy retencyjne, 2 – stawy filtracyjne, 3 – filtry roślinne, 4 – pojedyncze drzewa i grupy drzew, 5 – grupy krzewów, 6 – trawniki łąkowe, 7 – budynki, 8 – tarasy i pomosty, 9 – drogi i place, 10 – komposty

Podsumowanie

Przeznaczenie terenów podmiejskich na cele zabudowy na ogół kojarzy się z radykalnymi przekształceniami środowiska. Tak stało się również na terenie osiedla w Starej Miłośnie, które w założeniu miało być osiedlem ekologicznym. Splot okoliczności opisanych w artykule sprawił, iż osiedle w Starej Miłośnie może być rzeczywiście osiedlem ekologicznym. Oczyszczone wody pościekowe mogą stać się cennym rezerwuarem wody gospodarczej. Może być ona wykorzystana nie tylko do pielęgnacji szaty roślinnej na terenie osiedla, ale także do odtworzenia zanikającej sieci hydrograficznej.

Projektowany system zbiorników wodnych i biotopów bliski jest nowym koncepcjom ochrony środowiska, stosowanym obecnie w wielu krajach. W coraz szerszym zakresie wprowadza się systemy równoważenia szkód powstających w krajobrazie pod wpływem różnych działań inwestycyjnych.

Utworzenie systemu retencjonowania wód i nowych biotopów na terenie osiedla w Starej Miłośnie może być uznane za działanie kompensujące szkody powstałe w środowisku w wyniku budowy osiedla.

Strefa lokalizacji zbiorników wodnych wraz z Kanałem Wawerskim oraz sąsiadującymi enklawami leśnymi ma także stać się obszarem wypoczynku dla mieszkańców osiedla. Brak tego typu terenów (w obecnych planach osiedla nie zostały przewidziane) stanowiłoby realne zagrożenie dla sąsiadującego z osiedlem Mazowieckiego Parku Krajobrazowego. Przedstawiona koncepcja powtórnego wprowadzenia doczyszczonych wód pościekowych w obieg hydrologiczny z możliwością wykorzystania wód w obrębie obszaru, z którego wody te pobrano, ma znaczenie szersze, aniżeli tylko rozwiązanie konkretnego problemu, który powstał w osiedlu Stara Miłosna. Zrealizowany projekt może być wzorcem dla podobnych rozwiązań na terenach z deficytem wody oraz w obrębie obszarów chronionych.

Literatura

PAWŁAT H. i in. 1991: *Ekspertyza możliwości wykorzystania wód z oczyszczalni ścieków w Starej Miłośnie do renaturyzacji stosunków wodnych na terenach przyległych.* Wydz. Mel. i Inż. Środ. SGGW, Warszawa (maszynopis).

SPIRN A.W. 1984: *The granite garden, Urban Nature i Human Design.* Basin books, Inc., Publishers in New York.

SUMIEŃ T., WEGNER-SUMIEŃ A. 1991: *Ekologiczne miasta, osiedla, budynki.* Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej, Warszawa.

WOLSKI P. i in. 1995: *Koncepcja programowo-przestrzenna zagospodarowania wód pościekowych na terenach osiedla Stara Miłosna.* Katedra Projektowania w Architekturze Krajobrazu, OAK, SGGW, Warszawa (maszynopis).

Adresy autorów

P. Wolski, E. Myjak-Sokołowska, D. Gadomska
Oddział Architektury Krajobrazu SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
A. Wanke
Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW
E. Wiencław
Katedra Technologii i Organizacji Prac Wodnych i Melioracyjnych SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Hanna ZŁOTOSZEWSKA-NIEDZIAŁEK

Warunki geologiczno-morfologiczne w rejonie składowiska odpadów Boża Wola

Abstract

Geological and morphological conditions of the waste landfill in Boża Wola. Geomorphological and hydrogeological conditions of the municipal and industrial waste landfill in Boża Wola was analysed. Groundwater tests, performed for the first aquifer, displayed an anthropogenical contamination. Lokalisation of waste landfill in the geological and geomorphological conditions, similar to analysed ones, was proved unacceptable.

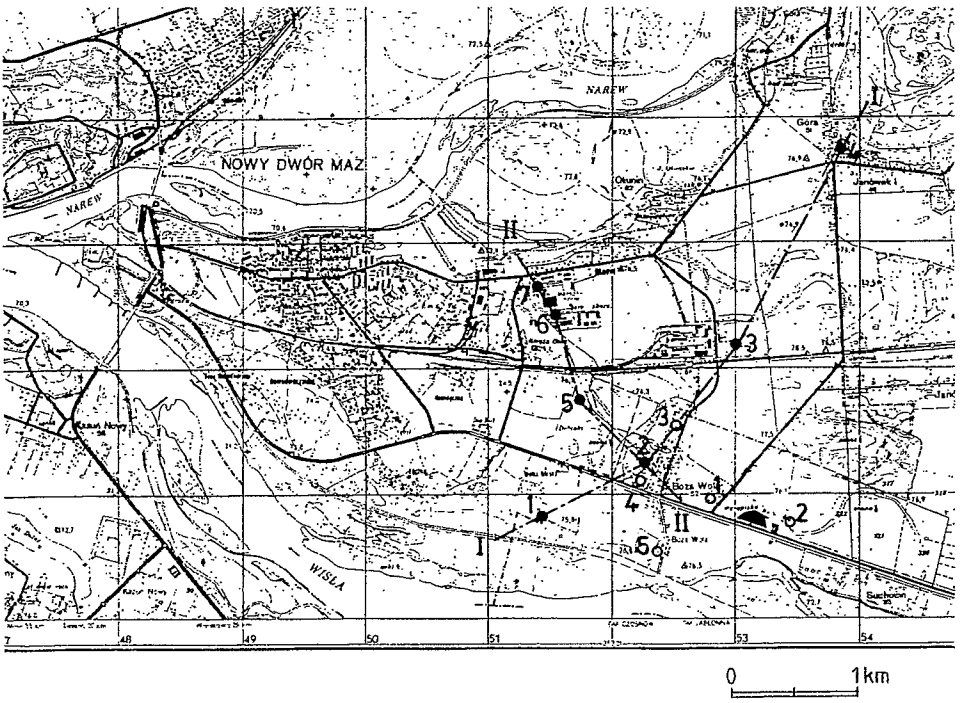
Key words: geological conditions, groundwater, waste landfill.

Wstęp

Prawidłowy wybór terenu składowania należy do najtrudniejszych zadań w całokształcie gospodarki odpadami. Jednym z ważniejszych czynników mających wpływ na lokalizację składowiska są, najogólniej biorąc, warunki geologiczne. Obecność naturalnej bariery w postaci warstw nieprzepuszczalnych chroni środowisko przed skażeniem w przypadku uszkodzenia zabezpieczeń technicznych w dnie wysypiska. Duże zróżnicowanie istniejących warunków geologicznych na Niżu Polskim powoduje, że wytypowanie rejonów, w których występują warstwy nieprzepuszczalne – naturalne bariery zabezpieczające przed migracją odcieków do podłoża, przede wszystkim do wód podziemnych, nie należy do zadań łatwych.

Dlatego też wydaje się celowe badanie wpływu istniejących składowisk na stan wód podziemnych w różnych warunkach geologicznych nie tylko w celu podejmowania ewentualnych zabiegów uszczelniających, lecz również dla ułatwienia opracowania zasad wyboru optymalnych warunków lokalizacji składowisk odpadów. Pewnym przyczynkiem w tym zakresie mogą być badania chemizmu wód w sąsiedztwie składowisk nie chronionych naturalną barierą.

Wstępna ocena warunków geologiczno-morfologicznych terenu składowania odpadów dokonana została na przykładzie obiektu Boża Wola w gminie Jabłonna (woj. warszawskie). Obiekt zlokalizowany jest przy trasie Warszawa–Jabłonna–Nowy Dwór Mazowiecki w wyrobiskach po piasku i żwirze (rys.1). Składowisko zajmuje powierzchnię około 3,5 ha na tarasie nadzalewowym Wisły, jego korpus wznosi się od 1,0 do 4,0 m n.p.t.



RYSUNEK 1. Lokalizacja punktów badawczych: I–·–I linia przekroju hydrogeologicznego, o punkt poboru wody do nalizy, ● wiercenie archiwalne PIG, ▲ składowisko „Boża Wola"

Obiekt Boża Wola został uruchomiony jako składowisko tymczasowe i przyjęty do eksploatacji w 1977 r. Do roku 1992 spełniał rolę wysypiska i wylewiska dla odpadów komunalnych i przemysłowych, w którym składowanie prowadzone było w sposób nieselektywny. Obecnie składowisko jest nieczynne, przykryte cienką warstwą i porośnięte szatą roślinną.

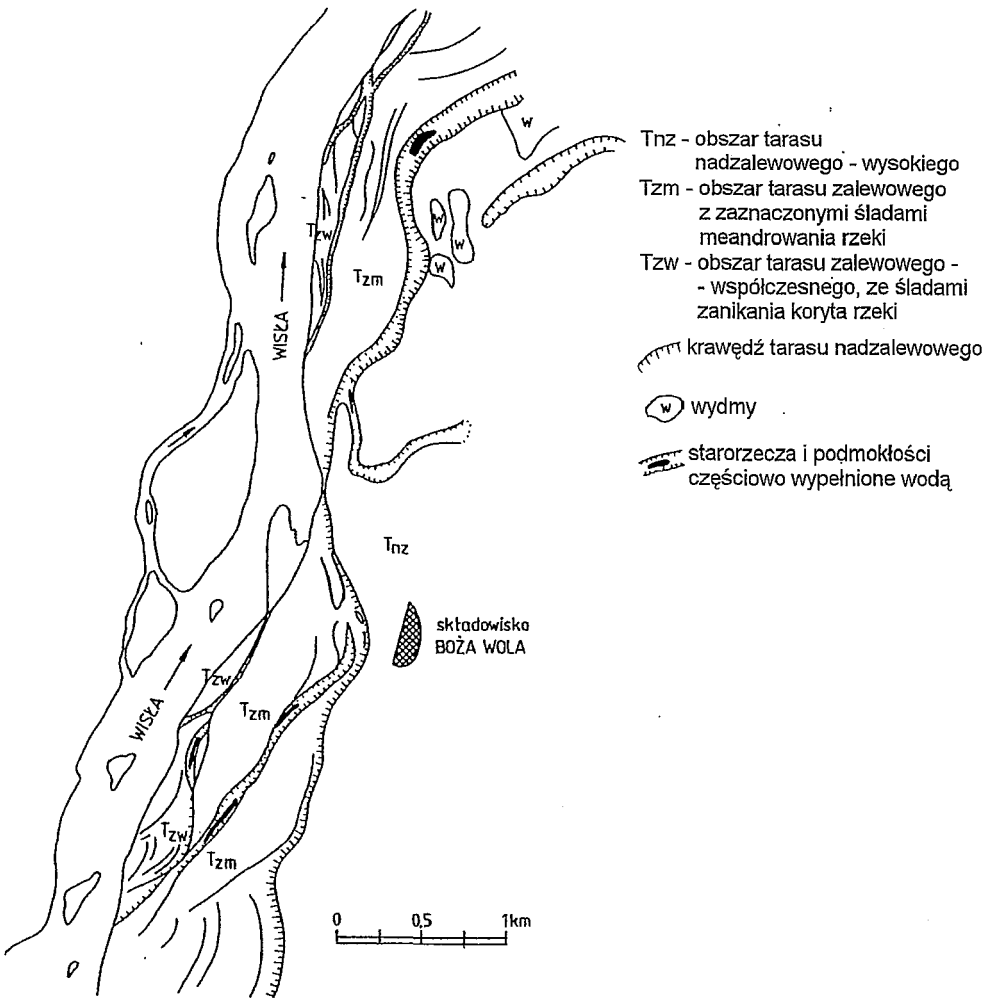
Należy podkreślić, że składowisko nie ma dokumentacji formalnoprawnych dotyczących lokalizacji, teren zajęty pod obiekt nie był uprzednio zbadany pod względem geologicznym, hydrogeologicznym czy geotechnicznym (Złotoszewska-Niedziałek 1995).

Geomorfologia obszaru badań

Analizowany obszar leży w północnej części Niziny Środkowomazowieckiej, w kotlinowatym obniżeniu wykształconym pod wpływem procesów działających w czwartorzędzie, charakteryzującym się zbiegiem dolin: Wisły, Narwi, Pilicy i Bzury (Kondracki 1977). Zasadniczym elementem morfologicznym jest tu dolina Wisły. Dno doliny wyściełają utwory aluwialne i organiczne uformowane w system tarasów. Analiza morfologii tarasów dokonana na podstawie fotointerpretacji zdjęć lotniczych, materiałów publikowanych (Baraniecka i in. 1978; Nowak 1978) oraz wizji lokal-

nej pozwala wydzielić dwa główne obszary o wyraźnych cechach morfologiczno-litologicznych. Wyróżnia się rozległy taras wysoki, nadzalewowy, z okresu zlodowacenia północnopolskiego, oraz taras niski, zalewowy, który rzeka uformowała w holocenie (rys. 2).

Taras wysoki, nadzalewowy, ograniczony jest od zachodu wyraźną krawędzią (skarpą) wysokości względnej 2 –3 m nad powierzchnią przyległego tarasu zalewowego. Taras nadzalewowy leży na wysokości 74–80 m n.p.m. Na jego powierzchni zachowały się ślady przepływu



RYSUNEK 2. Podział doliny na elementy geomorfologiczne

wód Wisły w postaci podłużnych, podmokłych obniżeń wypełnionych namułami organicznymi. Na zdjęciach lotniczych są one łatwe do identyfikacji ze względu na zdecydowanie ciemniejszy fototon w stosunku do otoczenia. Monotonną rzeźbę tarasu urozmaicają wydmy ukształtowane w formie wałów (np. okolice Łącznej, Nowodworzanki, Okunina). Obszar ten budują głównie utwory korytowe reprezentowane przez piaski drobnoziarniste i średnioziarniste z pojedynczymi otoczakami i żwirami w spągu, o miąższości od kilku do kilkunastu metrów (rys. 3). Miejscami na tych osadach występują płaty utworów powodziowych, wykształcone jako glina piaszczysta, piaski gliniaste o miąższości 0,3–1,5 m.

Taras zalewowy zajmuje stosunkowo niewielkie obszary przyległe do koryta Wisły. Na podstawie analizy ukształtowania powierzchni tarasu wydzielono dwa obszary: taras rzeki meandrującej z zachowanymi śladami meandrowania oraz taras rzeki współczesnej z wyraźnymi śladami koryta zaznaczającego się jako nieregularna sieć rynien. Taras rzeki meandrującej leży na wysokości 71–75 m n.p.m. W części strefy przyskarpowej z tarasem nadzalewowym grupują się podmokłości i starorzecza częściowo wypełnione wodą. Zagłębienia te wypełnione są namułami i piaskami humusowymi o miąższości 0,2 do 0,8 m. Taras zalewowy rzeki meandrującej budują piaski różnoziarniste z przewagą drobnoziarnistych o miąższości do 7 m, na których zalegają utwory powodziowe. Są to piaski pylaste i gliniaste oraz glina piaszczysta.

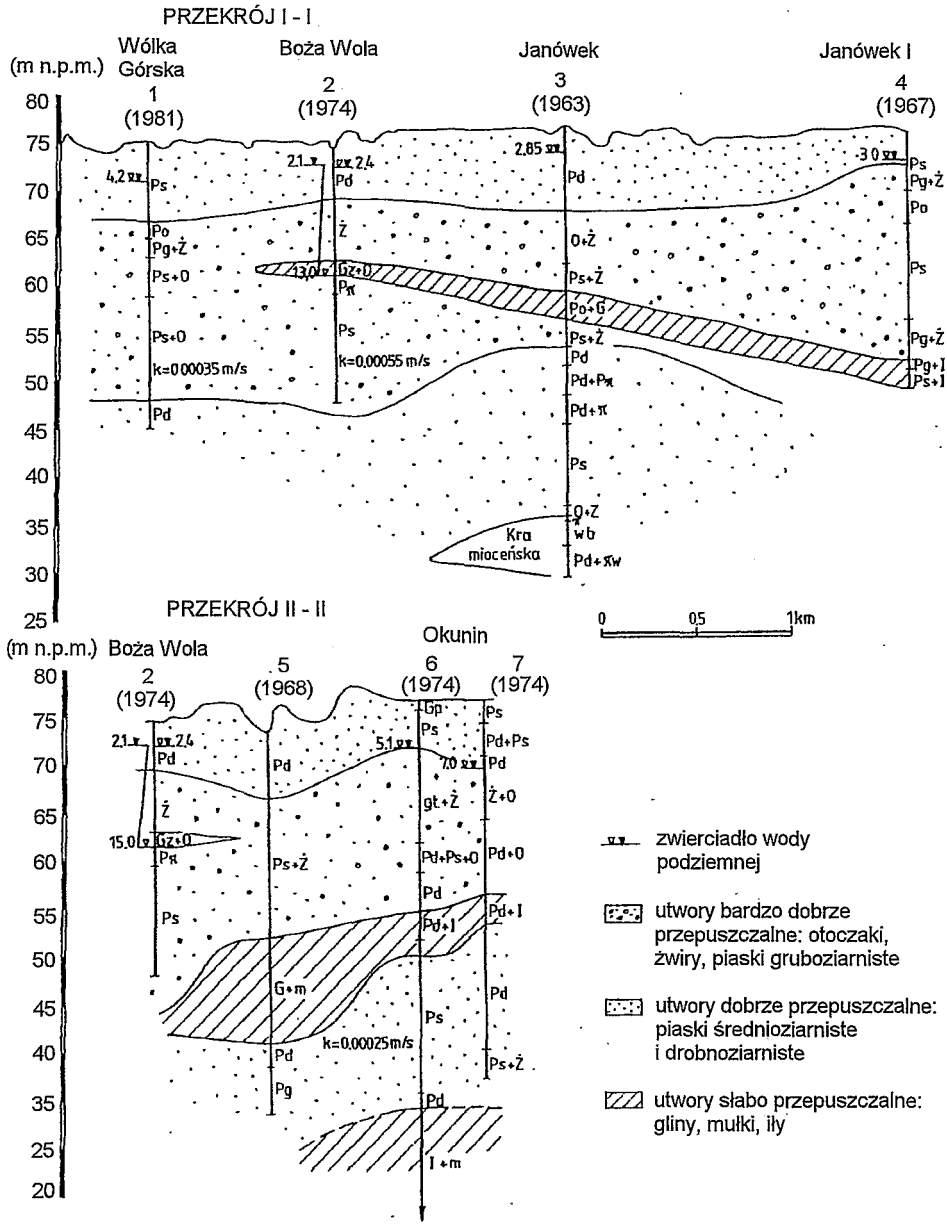
Taras zalewowy rzeki współczesnej obejmuje wąski pas położony wzdłuż rzeki. Najważniejszą cechą morfologiczną tego obszaru są rynienki, które dzielą poszczególne odsypy i stanowią ślad zanikania koryta. W składzie litologicznym aluwiów dominują osady piaszczyste, na powierzchni których leżą miejscami utwory facji powodziowej, wykształcone jako pyły i pyły piaszczyste.

Warunki geologiczne i hydrogeologiczne

Analizowany obszar znajduje się w Niecce Mazowieckiej, rozległej depresji z centrum położonym w okolicy Warszawy, powstałej w trzeciorzędzie (Stupnicka 1989). Kredowe dno niecki stanowią margle z krzemieniami oraz opoki i gezy mastrychtu, których strop leży na głębokości 150–276 m p.p.m. Struktura ta wypełniona jest detrytycznymi osadami od paleocenu po pliocen o ogólnej miąższości około 200-260 m.

Z punktu widzenia wpływu składowiska na wody podziemne najistotniejsza jest charakterystyka utworów czwartorzędowych oraz związane z nimi poziomy wodonośne.

Podłoże utworów czwartorzędowych stanowią zaburzone glacitektonicznie osady plioceńskie, które reprezentowane są przez kompleks iłów pstrych z soczewami i warstwami piasków. Miąższość ich jest zmienna, średnio ok. kilkudziesięciu metrów. Deniwelacje położenia stropu iłów przekraczają 100 m; w Legionowie strop iłów występuje na rzędnej około 37 m n.p.m. (Nowak 1978).



RYSUNEK 3. Schematyczne przekroje hydrogeologiczne przez taras nadzalewowy

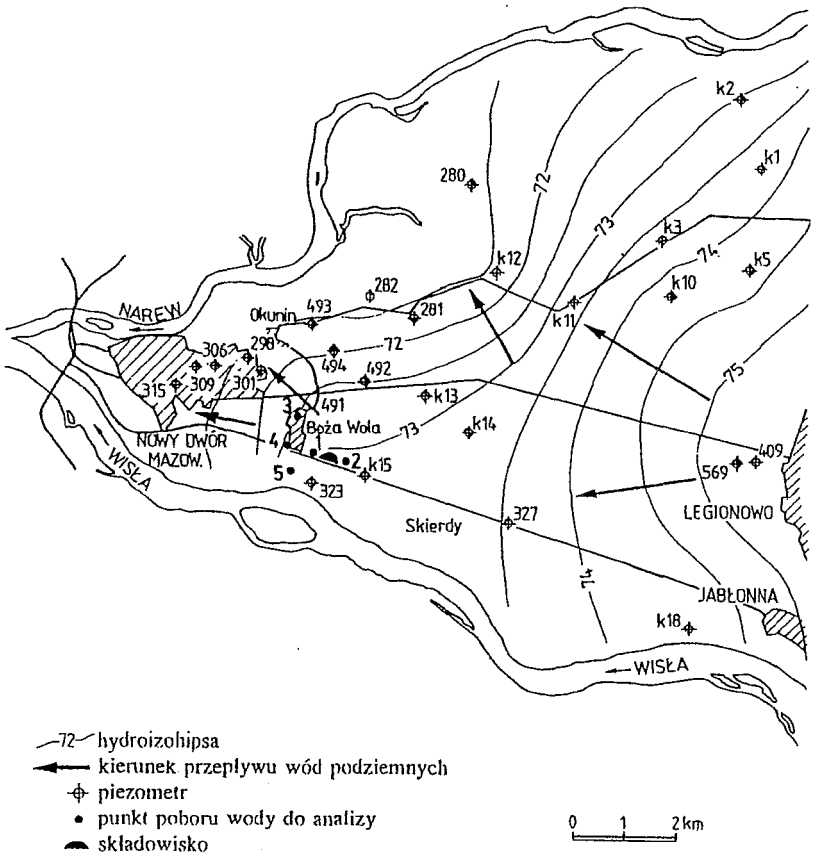
W rejonie objętym analizą brak jest otworów osiągających spąg osadów czwartorzędowych, ale na podstawie wierceń wykonanych w sąsiednich obszarach można wnioskować, że miąższość czwartorzędu waha się od ok. trzydziestu do ok. stu metrów. Najstarsze utwory czwartorzędowe stwierdzono w Skierdach, Jabłonnie, Legionowie. Reprezentowane są przez iły i mułki zastoiskowe zlodowacenia południowopolskiego, o zmiennej miąższości, przeciętnie kilku metrów. Iły plioceńskie oraz osady zlodowacenia południowopolskiego są kompleksem wyraźnie izolującym hydraulicznie wodonośne utwory trzeciorzędowe, reprezentowane przez osady oligocenu i miocenu od wodonośnego piętra czwartorzędowego.

Na podstawie materiałów archiwalnych PIG i publikowanych (Nowak 1978) stwierdzono występowanie dwóch poziomów wodonośnych w piętrze czwartorzędowym. Pierwszy związany jest z osadami interglacjału eemskiego lub stadiału przedmaksymalnego zlodowacenia środkowopolskiego oraz zlodowacenia północnopolskiego i holocenu. Drugi poziom wodonośny budują piaszczysto-żwirowe utwory interglacjału mazowieckiego.

Pierwszy poziom wodonośny jest zbudowany z piasków i żwirów o miąższości od kilkunastu do około czterdziestu metrów (rys. 3). Utwory te charakteryzują się wartościami współczynnika wodoprzepuszczalności k od $1,6 \cdot 10^{-4}$-$5,5 \cdot 10^{-4}$ m/s. Wydatek pojedynczych otworów eksploatacyjnych waha się od 30 do 88 m^3/h.

Wykonane dla obszaru międzyrzecza mapy hydrogeologiczne (Dokumentacja ..., 1995) wykazują, że zarówno Wisła, jak i Narew są rzekami drenującymi. Doliny tych rzek stanowią naturalną strefę drenażu pierwszego poziomu wodonośnego. Z układu hydroizohips (rys. 4), których obraz jest częściowo zaburzony przez eksploatację, wynika, że kierunek przepływu wód podziemnych w rejonie składowiska jest w przybliżeniu równoległy do biegu Wisły, przy czym w północno-zachodniej części obszaru odchyla się w stronę Narwi. Wody pierwszego poziomu wodonośnego posiadają zwierciadło swobodne, lecz lokalnie w zależności od zdolności do przewodzenia wody przez utwory pokrywające osady facji korytowej, zwierciadło wody może wykazywać niewielkie napięcie. Pomiary zwierciadła wody wykazały, że zalega ono na głębokości 0–2 m p.p.t. na obszarze tarasu zalewowego, 3–5 m p.p.t. na tarasie nadzalewowym i 6–10 m p.p.t. w rejonie występowania piasków eolicznych. Pierwszy poziom wodonośny zasilany jest bezpośrednio z opadów atmosferycznych, jak również okresowo przez infiltrację wód z Wisły w czasie wysokich stanów.

Seria utworów piaszczystych związanych z interglacjałem mazowieckim, drugim poziomem wodonośnym, złożona jest z kilku, maksymalnie 4 cykli sedymentacyjnych. Ich strop leży na wysokości średnio 40–45 m n.p.m. Ogólna miąższość osadów jest znaczna i wynosi od kilkunastu (Okunin) do trzydziestu kilku metrów (Nowy Dwór Mazowiecki). Wody występujące w tym poziomie zostały rozpoznane dwoma pojedynczy-



RYSUNEK 4. Mapa hydroizohips pierwszego poziomu wodonośnego. Stan na 11.04.1994 (wg dokumentacji wykonanej przez firmę Fichtner z uzupełnieniem autorki)

mi wierceniami studziennymi do głębokości 97 m, zlokalizowanymi w Nowym Dworze Mazowieckim (materiały Archiwum PIG). Współczynnik wodoprzepuszczalności ujętej do eksploatacji warstwy wodonośnej waha się w granicach $2{,}3 \cdot 10^4 - 4{,}9 \cdot 10^{-4}$ m/s, a wydatek pojedynczej studni jest rzędu 120 m^3/h. Zwierciadło wód tego poziomu stabilizuje się na rzędnych zbliżonych do położenia zwierciadła pierwszego poziomu wodonośnego. W obszarach, gdzie jest brak osadów słabo przepuszczalnych pochodzących z okresu zlodowacenia środkowopolskiego (m.in. rejon współczesnej doliny Wisły), drugi poziom wodonośny wykazuje ścisły związek hydrauliczny z wyższym poziomem, pozwalając na traktowanie kompleksu utworów wodonośnych jako jednego poziomu wodonośnego.

Ocena zanieczyszczenia wód podziemnych

W analizowanym obiekcie odpady składowane są na piaszczysto-żwirowym podłożu bez zastosowania jakichkolwiek środków ochronnych przed skażeniem wody podziemnej. Przedstawiony typ warunków geologiczno-morfologicznych oraz hydrogeologicznych badanego obszaru wykazuje, że uniknięcie wsiąkania wód infiltracyjnych i odcieków pod składowiskiem do wód podziemnych jest praktycznie wykluczone. Brak naturalnych barier na drodze ich przenikania powoduje, że migracja zanieczyszczeń odbywa się bez przeszkód.

Rozpoznanie własności fizykochemicznych wód pierwszego poziomu wodonośnego jest niezbędne w celu określenia, w jakim stopniu interesujący nas poziom jest zanieczyszczony. W celach porównawczych, jako punkt odniesienia oceny zanieczyszczenia wód podziemnych, można przyjąć skład chemiczny wód w okresie rozpoczęcia eksploatacji składowiska.

Powszechnie wiadomo, że migracja zanieczyszczeń w wodach podziemnych stanowi proces złożony i zależy od wielu czynników (Kleczkowski 1984). Jednym z ważniejszych czynników migracji jest tzw. przenoszenie konwekcyjne, zachodzące w wyniku hydraulicznego transportu cząstek wody przez strumień filtracyjny. Podstawową wielkością charakteryzującą szybkość migracji jest rzeczywista prędkość filtracji. Można przyjąć, że dla badanego schematu hydrogeologicznego średnia prędkość przepływu zanieczyszczonej wody podziemnej obliczona na podstawie prawa Darcy'ego (przy założeniu: gradientu hydraulicznego J = 0,0005 - 0,001, współczynnika wodoprzepuszczalności $k = 1{,}64 \cdot 10^{-4} - 5{,}5 \cdot 10^{-4}$ m/s oraz porowatości efektywnej $n_e = 0{,}25 - 0{,}30$) jest bardzo mała i zawiera się w przedziale od 0,02 do 0,19 m/d. Można więc stwierdzić, że do najbliższej studni zlokalizowanej w odległości 250 m od składowiska odpadów front zanieczyszczeń dotarł po upływie nie wcześniej niż 3,5 roku od momentu rozpoczęcia eksploatacji. Należy podkreślić, że przedstawiony sposób oceny rozprzstrzeniania migracji zanieczyszczonej wody w podłożu składowiska może mieć zastosowanie jedynie szacunkowe.

Dysponując analizami własności fizykochemicznych z sierpnia 1980 roku (Stawska 1981) oraz badaniami wykonanymi przez autorkę w lipcu 1995 roku dla tych samych punktów obserwacyjnych (tab., rys. 5) podjęto próbę oceny zmian jakości wody podziemnej pod wpływem dodatkowego ogniska zanieczyszczeń badanego obszaru – składowiska odpadów Boża Wola.

Przeprowadzone analizy wykazują, że wody w studniach 3, 4, 5 zawierają jony Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, Na^+ w ilościach świadczących o ich antropogenicznym zanieczyszczeniu. Porównując analizy hydrochemiczne (tab.), można zauważyć generalny wzrost zawartości poszczególnych elementów w czasie (największy w studni 3). Jest to zrozumiałe, gdyż zgodnie z kierunkiem przepływu (ruchu) strumienia wody podziemnej należało spodziewać się najdalszego zasięgu wpływu składowiska na jakość wody.

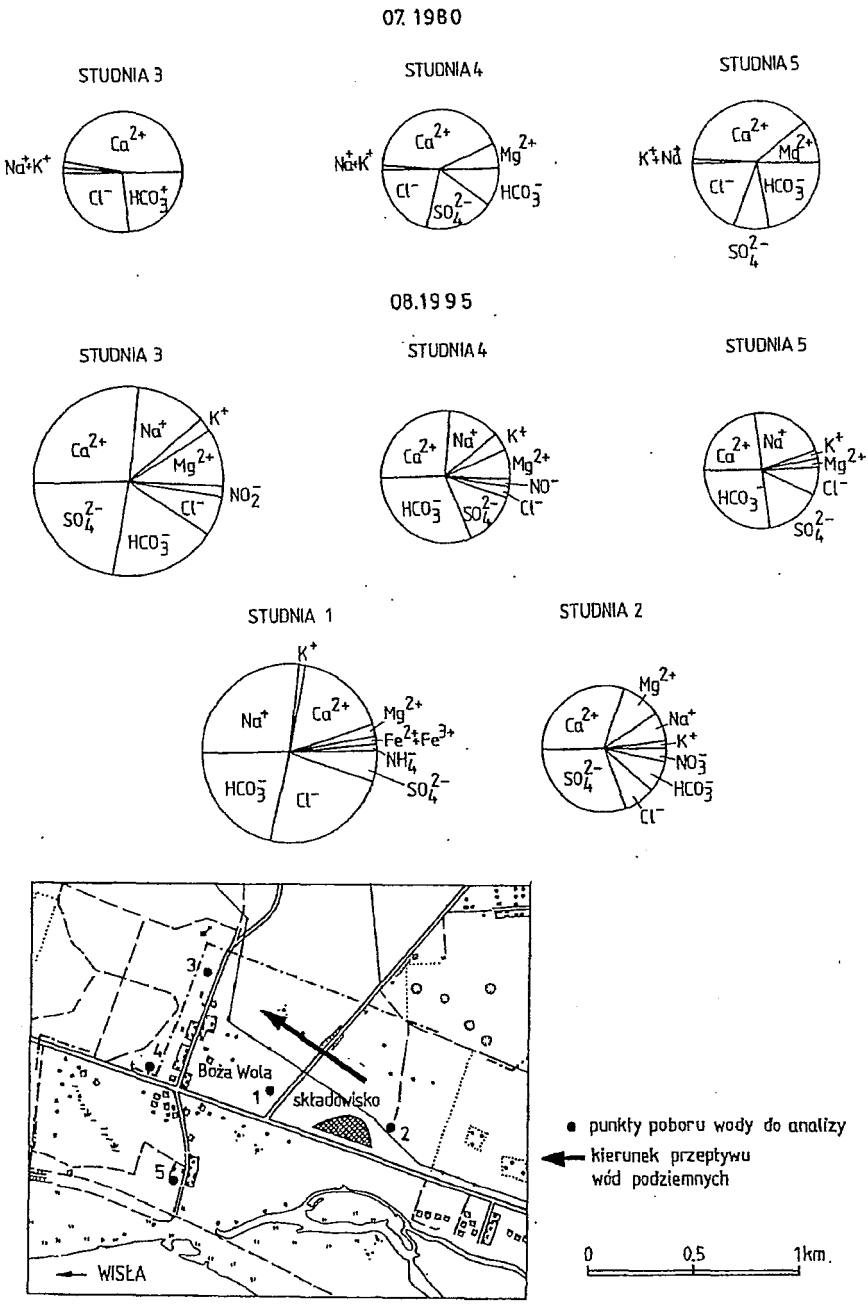
Analizując skład chemiczny wód pierwszego poziomu wodonośnego (li-

TABELA. Skład chemiczny wód pierwszego poziomu wodonośnego

Element hydrogeochemiczny (mg/dm^3)	Punkt poboru wody							
	studnia 3		studnia 4		studnia 5		studnia 1	studnia 2
	08. 1980	07. 1995	08. 1980	07. 1995	09. 1980	07. 1995	07. 1995	07. 1995
Kationy:								
Wapniowy (Ca^{2+})	84,17	142,8	104,21	77,1	84,17	40,0	100,0	57,1
Magnezowy (Mg^{2+})	7,3	27,4	n.w.	10,3	14,59	2,7	6,8	11,1
Żelazawy (Fe^{2+})	–	0,0	–	0,0	–	0,06	6,4	0,02
Żelazowy (Fe^{3+})								
Manganowy (Mn^{2+})	–	0,02	–	0,02	–	0,07	0,76	0,0
Amonowy (NH_4^+)	–	0,12	–	0,16	–	0,10	1,6	0,06
Sodowy (Na^+)	1,74	73,5	4,72	43,5	2,53	41,5	179,0	14,4
Potasowy (K^+)	0,05	23,0	3,38	24,0	3,38	5,7	4,7	3,3
Aniony:								
Wodorowęglanowy (HCO_3^-)	61,02	329,4	–	274,5	152,55	140,3	378,2	48,8
Chlorkowy (Cl^-)	70,9	71,5	–	13,7	70,9	18,7	244,0	26,2
Siarczanowy (SO_4^{2-})	90,8	307,2	n.w.	99,8	52,84	72,0	72,0	148,8
fluorkowy (F^-)	–	0,40	–	0,20	–	0,25	0,20	0,20
azotanowy (NO_3^-)	–	28,5	–	15,0	–	6,0	0,0	12,0
azotynowy (NO_2^-)	–	0,019	–	0,068	–	0,038	0,0	0,005
fosforanowy (PO_4^{3-})	–	0,40	–	1,0	–	2,0	0,05	0,10
Sucha pozostałość (mg/dm^3)	416	993,0	386	480,0	480	315,0	842,0	401,0

piec 1995) pod względem jej przydatności do celów pitnych (Rozporządzenie ..., 1990), należy stwierdzić, że:

- w studni nr 1, zlokalizowanej w odległości 250 m od składowiska, przekroczona została norma dotycząca zawartości żelaza, amoniaku i ogólnej mineralizacji oraz podwyższona ilość sodu, chlorków i siarczanów;
- w studni nr 2, zlokalizowanej w odległości 100 m na zachód od składowiska, przekroczona została norma dotycząca zawartości azotanów oraz występuje wysoka ilość siarczanów;
- elementy hydrogeochemiczne wody w studni nr 3, zlokalizowanej w odległości 815 m od składowiska, została przekroczona zawartość azotanów, siarczanów, ogólnej mineralizacji oraz podwyższona ilość wapnia i wodorowęglanów;
- w studni nr 4, zlokalizowanej w odległości 750 m od składowiska, została przekroczona zawartość azotanów



RYSUNEK 5. Skład chemiczny wód pierwszego od góry poziomu wodonośnego (powierzchnia koła odpowiada ogólnej mineralizacji w relacji 1 mg/dm^3 = 1mm, a powierzchnie poszczególnych jonów odpowiadają procentowemu udziałowi miligramorównoważników kationów i anionów)

oraz podwyższona ilość siarczanów, fosforanów i azotynów;
w studni 5 nie została przekroczona norma, ale stosunkowo duża zawartość fosforanów i azotynów klasyfikuje ją pomiędzy II – średnią i III – niską klasą jakości (Klasyfikacja ..., 1993).

Przeprowadzone analizy chemiczne odnoszą się do wód występujących w stropowych warstwach utworów budujących pierwszy poziom wodonośny. Jednakże ocena jakości wód podziemnych eksploatowanych przez studnie wiercone o głębokości od 20 do 40 m (Kiełkiewicz 1992) wykazała, że już niektóre składniki, np. amoniak, w analizowanym rejonie osiągają wysokie wartości, bliskie wartościom dopuszczalnym dla wód pitnych.

Wnioski

Warunki geologiczno-morfologiczne w rejonie składowiska Boża Wola sprzyjają przenikaniu zanieczyszczeń do wód podziemnych. Główną rolę odgrywa tu piaszczysty charakter utworów podwysypiskowych.

Stwierdzono wysokie zagrożenie jakości wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego. Związane jest to z brakiem naturalnej bariery w postaci warstwy nieprzepuszczalnej chroniącej środowisko przed skażeniem, jak również brakiem zabezpieczeń technicznych w dnie składowiska.

Istniejące składowiska odpadów, eksploatowane i nieczynne, wymagają pilnie przeprowadzenia wnikliwej oceny geologicznej pod względem ich oddziaływania na środowisko wodno-gruntowe w celu podjęcia ewentualnych zabiegów.

Wybór miejsca składowania odpadów powinien być poprzedzony wszechstronnymi badaniami geologicznymi. Jako mało przydatne do lokalizacji składowiska należy uznać obszary predysponowane do przenikania zanieczyszczeń, występujące w jednostkach geomorfologicznych charakteryzujących się dużym rozprzestrzenieniem utworów piaszczystych.

Literatura

BARANIECKA M. D. i in. 1978: *Stratygrafia osadów czwartorzędowych Niziny Mazowieckiej oraz jej południowego i zachodniego obrzeżenia.* Biul. Instyt. Geolog. 306; Warszawa.

Dokumentacja określająca warunki hydrogeologiczne na terenie zakładu Benckister S.A. w Nowym Dworze Mazowieckim. 1995. Fichtner.

KIEŁKIEWICZ B. 1992: *Mapa zagrożenia i ochrony wód podziemnych czwartorzędowego poziomu użytkowego województwa stołecznego warszawskiego. Rejon Nowy Dwór Mazowiecki.* Państwowy Instytut Geologiczny.

Klasyfikacja jakości zwykłych wód podziemnych dla potrzeb monitoringu środowiska. 1993 Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.

KLECZKOWSKI A. S. i in. 1984: *Ochrona wód podziemnych.* Wydaw. Geolog. Warszawa.

KONDRACKI J. 1977: *Regiony fizyczno-geograficzne Polski.* Wydaw. Uniwersytetu Warszawskiego.

NOWAK J. 1978: *Szczegółowa mapa geologiczna Polski. Arkusz Legionowo z objaśnieniami.* Wydaw. Geolog. Warszawa.

Rozporządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z 4.05.1990 w sprawie warunków jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarki.

STAWSKA M. 1981: *Warunki hydrogeologiczne w rejonie Nowego Dworu Mazowieckiego*. Instytut Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa (praca magisterska).

STUPNICKA E. 1989: *Geologia regionalna Polski*. Wydaw. Geolog., Warszawa.

ZŁOTOSZEWSKA-NIEDZIAŁEK H. 1995: *Geologiczne problemy lokalizacji składowisk odpadów komunalnych na obszarze województwa stołecznego warszawskiego*. Gospodarka Wodna 2.

Adres autorki

H. Złotoszewska-Niedziałek
Katedra Technologii i Organizacji Prac Wodnych i Melioracyjnych SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Andrzej CIEPIELOWSKI

Trendy zmian okresowych zasobów wodnych i wybranych elementów klimatu

Abstract

The trends in periodical changes of water resources and selected elements of climate. The article presents analysis of rectilinear trends of changes in air temperature, sums of precipitations levels of undergraund water, layers of discharge and water balance losses. Surface water and undergraund water resources have been estimated in the light of predicted needs. A definite influence of climatic changes upon the forest environment has been determined.

Key words: trends, climate, forest.

Wstęp

W pracy Ciepielowski, Dunikowski, Zajączkowski 1993, wykonanej w Instytucie Badawczym Leśnictwa na zlecenie Departamentu Leśnictwa MOŚZNiL, przeprowadzono analizę trendów zmian parametrów klimatycznych i bilansu wodnego i na tym tle przedstawiono charakterystyki określające stan lasu. Do tego celu wykorzystano dane obserwacyjne i pomiarowe oraz specjalnie dla potrzeb tej pracy wykonano opracowania przez zespoły Instytutu Badawczego Leśnictwa, Biura Urządzania Lasu i Geodezji, Leśnej, Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, jak również Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW (zespół prof. B. Łykowskiego).

Dane hydrologiczne i meteorologiczne były wystarczająco dokładne do ustalenia trendu zmian, natomiast opisujące stan lasów były niejednorodne, często fragmentaryczne. Dlatego analiza wpływu zmian klimatu na środowisko jest szacunkowa. Wydaje się, że następnym etapem badań powinno być poszukiwanie udokumentowanych matematycznie zależności pomiędzy parametrami opisującymi klimat a czynnikami określającymi stan lasu. Wymaga to jednak takiego przygotowania danych określających stan lasu, by odpowiadały wymaganiom rachunku statystycznego lub mogły być zastosowane w modelach o charakterze deterministycznym.

W niniejszej pracy zaprezentowano najważniejsze wyniki badań dotyczące zmian okresowych elementów klimatu i zasobów wodnych.

Metodyka

Przy analizie wpływu zmian wybranych elementów hydrologiczno-meteorologicznych na stan lasów w Polsce wykorzystano teorię szeregów czasowych. Szereg czasowy traktuje się jako zbiór elementów obserwowanych, następujących po sobie w czasie, i można go opisać równaniem:

$$X(t) = X_r(t) + X_t(t) + X_p(t) \quad (1)$$

gdzie:

$X_r(t)$ – opisuje składową losową,

$X_r(t)$ – trend,

$X_p(t)$ – okresowość funkcji.

Analizowano szeregi czasowe średnich temperatur powietrza (T°C), sum opadów P (mm), poziomów wód podziemnych Hgr (npm), warstwy odpływu H (mm) i strat bilansowych $S = P - H$ (mm), w przedziałach czasowych Δt odpowiadających jednemu rokowi lub okresowi wegetacyjnemu przyjmowanemu w leśnictwie od 1 IV do 30 X.

Ze względu na duży przedział czasowy oraz uwzględniając potrzeby realizowanej pracy zajęto się trendem zmian rozumianym jako stopniową zmianę wartości przeciętnej.

Ogólne równanie trendu przedstawić można następująco:

$$X_{(t)} = a_0 + a_1 t + a_2 t^2 + \ldots + a_m t^n \quad (2)$$

W pracy równanie uproszczono do prostej

$$X_{t(t)} = a_0 + a_1 t \quad (3)$$

Wartości a_0 i a_1 otrzymano poszukując najlepszego dopasowania do zmierzonych danych przez minimalizację sum odchyleń kwadratów, stosując metodę najmniejszych kwadratów.

W przypadku $a_1 = 0$ mamy szereg czasowy stacjonarny, przy $a_1 \neq 0$ szereg czasowy z trendem, gdy $a_1 < 0$ trend malejący, $a_1 > 0$ trend rosnący. Trendy te będą istotne, gdy związek zmiennych jest statystycznie istotny przy $\alpha = 0{,}05$, a współczynnik korelacji będzie co najmniej większy od 0,5 przy $|r| < r_{\alpha=0{,}05}$.

Przyjęcie prostoliniowych trendów zmian długookresowych jest zgodne z podejściem stosowanym przez wielu badaczy.

Trendy zmian parametrów uproszczonego równania bilansu wodnego

Równanie uproszczonego bilansu wodnego można zapisać w postaci:

$$P = H + S \quad (4)$$

gdzie:

P – suma opadu obserwowanego,

H – odpływ całkowity,

S – straty bilansowe, które dla wartości średnich rocznych z wielolecia utożsamia się w przybliżeniu z parowaniem terenowym. Parametry w równaniu (4) podane są w milimetrach.

Korzystając z danych opracowanych w Ośrodku Hydrologii IMGW obliczono trendy zmian parametrów równania bilansu dla okresu 90-letniego 1901–1990 i ostatnich dziesięcioleci: 1971–1980 i 1981–1990. Z porównania wartości śred-

nich wynika, że okres 1901–1990 traktować można jako reprezentatywny, gdyż jest dostatecznie długi. Na tle okresów normalnych, wieloletnich, dziesięciolecie 1971–1980 było bardziej mokre w porównaniu z 1981–1990, gdyż opad był wyższy o około 6–7%. Odpływy z dwóch rozpatrywanych dziesięcioleci były większe od średnich z wielolecia, przy czym mniejsze ich wartości występowały w dziesięcioleciu 1980–1990.

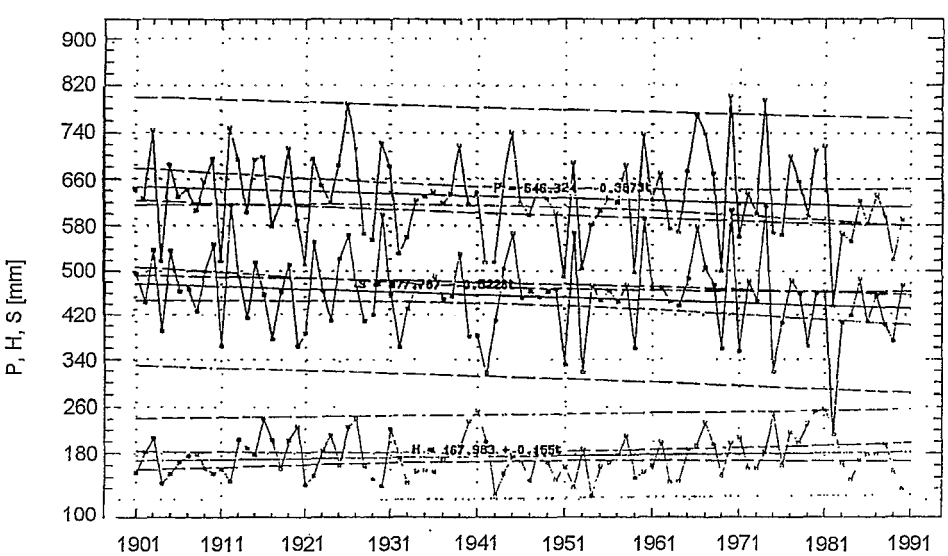
Opady i straty bilansowe z wielolecia 1901–1990 wskazują na trend malejący, natomiast odpływy niewiele wzrastają (rys. 1).

Dziesięciolecie 1971–1980 wykazuje podobne trendy wzrostowe w przypadku odpływu i malejące straty bilansowe, natomiast okres 1981–1990 w porównaniu z wieloleciem ma podobne trendy zmniejszania się opadu (tab. 1). Poza trendami odpływu dla Polski z okresu 1971–1980 ($r = 0{,}577$) i z 1981–1990 ($r = -0{,}652$) wszystkie inne nie są istotne statystycznie, przez co wyniki należy traktować jako pewne tendencje i kierunki zmian.

Trendy zmian temperatur i opadów

Analizę przeprowadzono na 90-letnich ciągach (1901–1990) wartości średnich rocznych i z okresu wegetacji temperatur powietrza dla trzech stacji: Puław, Warszawy i Wrocławia, a dla dwóch stacji: Warszawy i Wrocławia – sum opadów rocznych.

Z porównania wartości średnich wynika, że na tle wielolecia 1901–1990 dziesięciolecie 1981–1990 charakteryzuje się wyższymi temperaturami i niższymi opadami. Dziesięciolecie to jest cie-



RYSUNEK 1. Długookresowe zmiany parametrów bilansu wodnego Polski: sum opadów rocznych P, odpływu H i strat S (mm)

plejsze i suchsze w porównaniu z okresem 1971–1980. Tę prawidłowość potwierdza się również dla okresu wegetacyjnego. Dziesięciolecie 1971–1980, przy podobnej średniej rocznej temperaturze z wielolecia, było bardziej mokre. Natomiast w przypadku okresu wegetacyjnego okres ten w porównaniu z wieloleciem jest zimniejszy, ale bardziej mokry.

Warunki pogodowe, wyższe temperatury i mniejsza ilość opadów w okresie 1981–1990 spowodowały małe parowanie zbliżone do normalnego z wieloletnich, o czym można wnioskować z wielkości strat bilansowych.

Czy przebieg ciągów czasowych potwierdzi tendencje zauważone przy analizie wartości średnich?

Daje się zauważyć dużą zgodność trendów średnich rocznych temperatur w poszczególnych okresach (poziomy układ tab. 1). Tendencje niewielkiego wzrostu w Puławach, Warszawie i Wrocławiu dla okresów 1901–1990 i 1981–1990 oraz spadku w okresie 1971–1980. Tendencje te nie są zgodne z tendencjami dla okresu wegetacyjnego (tab. 2). Jedyna zgodność występuje dla okresu 1971–1990 – tendencje malejące.

W przypadku sum opadów rocznych tendencje ogólnopolskie (tab. 1) można porównać z występującymi w poszczególnych stacjach. Dla rozpatrywanych okresów widać dużą zgodność tendencji zmian sum opadów dla Polski i stacji Wrocław. Można przyjąć, że trendy zmian opadów dla Wrocławia reprezen-

TABELA 1. Trendy zmian charakterystyk klimatycznych dla wartości rocznych

Okres	Polska			Puławy	Warszawa		Wrocław	
	P (mm)	*H* (mm)	*S* (mm)	*T*(°C)	*T*(°C)	*P* (mm)	*T*(°C)	*P* (mm)
1901–1990	–0,387[1] ↘	0,155 ↗	–0,523 ↘	0,008 →	0,002[2] →	0,2832 ↗	0,002[2] →	–0,3272 ↘
1971–1980	6,412 ↗	7,097 ↗	–0,685 ↘	–0,152 ↘	–0,172 ↘	–0,448 ↘	–0,092 ↘	4,715 ↗
1981–1990	–1,339 ↘	–8,873 ↘	7,533 ↗	0,075 ↗	0,076 ↗	–13,842 ↓	0,078 ↗	–7,594 ↓

[1] są to wartości a_1 w równaniu trendu; [2] wg Lorenc.

TABELA 2. Trendy zmian klimatycznych w okresie wegetacji

Okres	Puławy	Warszawa		Wrocław	
	T(°C)	*T*(°C)	*P* (mm)	*T*(°C)	*P* (mm)
1901–1990	0,009 →	–0,001 →	0,107 ↗	0,003 →	0,007 →
1971–1980	–0,125 ↘	–0,111 ↘	–6,127 ↘	–0,068 ↘	2,576 ↗
1981–1990	–0,040 →	–0,016 →	–9,061 ↘	–0,010 →	–9,400 ↘

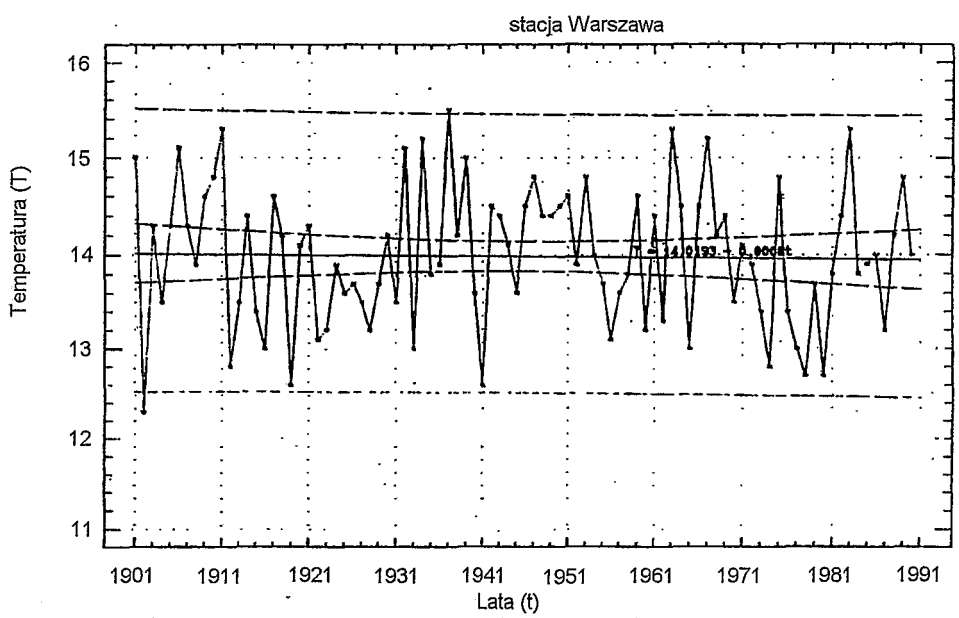
tują całą Polskę, chociaż wartości średnich sum opadów różnią się.

Z porównania trendów opadów dla całej Polski i stacji Warszawa, Wrocław wynika odmienność trendów w Warszawie z okresów 1901–1990 i 1971–1980. Tę odmienność trendu Warszawy tłumaczyć można zakłóceniami antropogenicznymi, wywołanymi przez przemysł zlokalizowany w Warszawie oraz wpływem aglomeracji miejskiej – m.in. energetyką cieplną. Duża zgodność trendów zmian sum opadów rocznych w porównaniu z okresem wegetacyjnym występuje w Warszawie w poszczególnych okresach i w okresie 1971–1980 w Warszawie i Wrocławiu oraz temperatur powietrza dla tych stacji i Puław. Na rysunku 2 i 3 pokazano przykładowo szeregi czasowe temperatur i sum opadów z okresu wegetacji dla stacji Warszawa.

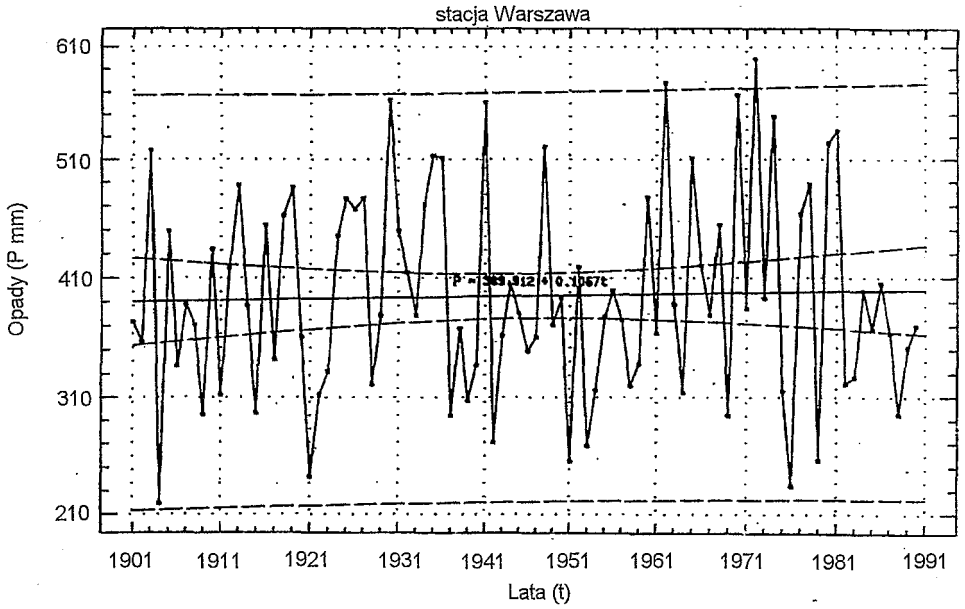
Istotne statystycznie trendy występują tylko dla rocznych temperatur powietrza z okresu 1971–1980 w Puławach (r= = –0,649), Warszawie (r = –0,686) i Wrocławiu (r = 0,554) oraz z okresu wegetacji dla Pulaw (r = –0,553).Dlatego otrzymane wyniki traktować należy jako pewne tendencje nie zawsze zweryfikowane statystycznie.

Próba oceny zmian poziomów wód podziemnych na tle zmian opadów

Istotnym parametrem hydrologicznym wskazującym na stan zaopatrzenia w wodę systemów leśnych jest poziom wód podziemnych. W standardowej sieci obserwacyjnej IMGW prowadzi się obserwacje wód podziemnych, jednak punkty pomiarowe w większości przypad-



RYSUNEK 2. Długookresowe zmiany temperatur z okresu wegetacji



RYSUNEK 3. Długookresowe zmiany sum opadów z okresu wegetacji

ków nie są reprezentatywne dla siedlisk leśnych. Dlatego problem rozpatrzono w skali małego regionu na podstawie danych zakładu Gospodarki Wodnej IBL. Wybrano obserwacje prowadzone na typowych siedliskach leśnych w okresach stosunkowo długich, gdzie poziomy wód podziemnych dało się wyrazić w rzędnych wysokościowych w m.n.p. Tym warunkom odpowiadały dane z dwóch studzienek usytuowanych w Lasach Janowskich i Białowieskim Parku Narodowym. Studzienki nr 13 i nr 19 (tab. 3) w Lasach Janowskich – zlewnia rzeki Czartusowej – reprezentują typ siedliskowy lasu bór bagienny (Bb). Pomiary poziomu wody wykonuje się w nich raz na miesiąc zimą i co 10 dni w lecie. Dysponowano danymi z okresu 1972–1989. Ponieważ okres ten obejmuje rozpatrywane dziesięciolecia, podzielono go na dwa podokresy 1972–1980, 1981–1989 – o podobnej liczebności – i dla nich przeprowadzono analizę porównanwczą.

Białowieski Park Narodowy reprezentują studzienki 200 i 201, usytuowane w zlewni rzeki Hwożnej. Pierwsza z nich charakteryzuje poziomy wody w olsie (Ol), druga w borze mieszanym świeżym (BMśw). Pomiary poziomu wód podziemnych wykonuje się trzy razy w miesiącu. Dla tych studzienek dysponujemy danymi z krótszego okresu obserwacji 1985–1992.

Porównano trendy zmian poziomów wód podziemnych z trendami opadów. W okresie wieloletnim 1959–1987 trend opadów na stacji w Biłgoraju reprezentującej obszar Lasów Janowskich był malejący, podobnie jak w przypadku Białowieży reprezentującej BPN z okresu 1985–1992 (tab. 3). Na tle trendów male-

TABELA 3. Trendy zmian poziomów wód podziemnych na tle trendów sum opadów rocznych

Okres	Biłgoraj	Białowieża	Janów Lubelski		Białowieski Park Narodowy	
			S. 13	S. 19	S. 200	S. 201
	P (mm)		*H gr* (m n.p.m.)			
1959–1987	–3,088 ↘	–	–	–	–	–
1972–1980	13,668 ↗	–	0,002 →	0,005 →	–	–
1981–1989	17,103 ↗	–	–0,003 →	–0,004 →	–	–
1985–1992	–	–15,610 ↗	–	–	–0,003 →	–0,0011 →

jących opadów, trendy zmian poziomów wód podziemnych wykazywały niewielkie wahania dwukierunkowe w rozpatrywanych podokresach.

W Lasach Janowskich w okresie 1972–1980 przy większych opadach (P = = 573 mm) występował trend wzrostu poziomów wód podziemnych i były one wyższe o 7–14 cm niż w okresie suchym 1981–1989 (P = 560 mm), o trendach ujemnych. W Białowieży przy malejącym trendzie opadów występuje również malejący trend obniżania się poziomów wód podziemnych.

Przedstawione wyniki obliczeń trendów wskazują tylko na pewne tendencje, gdyż z punktu widzenia poprawności rachunku statystycznego zależności te w większości przypadków nie są istotne. Istotne zależności wystąpiły jedynie w przypadku trendu: sumy opadu dla Biłgoraja (r = 0,555), z okresu 1981–1989 i poziomu wód podziemnych dla BPN s. 200 (r = –0,561) z okresu 1985–1992.

Wydaje się, że zaobserwowanych tendencji nie można uogólniać na obszar całej Polski. Można jedynie postawić hipotezę, którą powinny zweryfikować dalsze badania, że stwierdzone obniżenie poziomu wód podziemnych wynika z cykliczności zjawisk hydrologiczno-meteorologicznych.

Ocena zasobów wodnych

Wody powierzchniowe

Stan zasobów wodnych Polski współdecyduje o kondycji lasu. Zarówno zbyt małe, jak i za duże zasoby wodne są niekorzystne dla lasu; może następować zniszczenie drzewostanów, choroby, a w najlepszym przypadku przeobrażenie siedlisk.

Problem zasobów wodnych Polski zostanie rozpatrzony równocześnie z punktu widzenia ilości, jakości i przestrzennego rozkładu. Średnie zasoby wodne kraju, określone na podstawie wielolecia 1901–1990, wynoszą 61,5 km^3. W okresie tym występowały jednak lata skrajnie posuszne, np. rok 1954, kiedy odpłynęło z obszaru Polski 37,6 km^3 czy rok 1943 o odpływie 38,1 km^3, jak również skrajnie wilgotne – rok 1981 o odpływie ponad dwukrotnie większym –

TABELA 4. Zasoby wód powierzchniowych płynących dla wybranych okresów (hm^3)

Nazwa RZWG	1971–1980			1981–1990			1971–1990		
	V_Z	V_L	V_R	V_Z	V_L	V_R	V_Z	V_L	V_R
Gdańsk	23 957	19 635	43 592	21 607	15 294	36 901	22 782	17 465	40 247
Katowice	1 602	1 584	3 185	1 259	1 189	2 448	1 430	1 386	2 817
Kraków	7 695	8 356	16 051	7 029	5 401	12 430	7 362	6 879	14 240
Poznań	4 851	3 275	8 126	4 621	2 961	7 582	4 736	3 118	7 854
Szczecin	14 017	10 320	24 337	13 449	9 206	22 655	13 733	9 763	23 496
Warszawa	20 628	16 818	37 446	18 015	12 556	30 571	19 322	14 687	34 008
Wrocław	5 917	4 953	10 871	5 363	4 093	9 456	5 640	4 523	10 163
Polska	39 581	31 019	70 600	36 665	25 498	62 163	38 123	28 258	66 382

V_Z – zasoby wodne okresu zimowego, V_L – zasoby wodne okresu letniego, V_R – roczne zasoby wodne.

89,8 km^3 czy lata: 1941 – 89,1 km^3, 1980 – 88,3 km^3, 1975 – 87,9 km^3.

Powierzchniowe zasoby wód płynących Polski charakteryzują się nierównomiernym rozmieszczeniem w czasie i przestrzeni. Do najzasobniejszych regionów należą obszary górskie (Karpaty, Sudety), Pogórze Podkarpackie, Pojezierze Mazursko-Suwalskie oraz Pojezierze Południowopomorskie. Natomiast bardzo małe zasoby występują w zlewniach usytuowanych w pasie Polski Środkowej, Niziny Śląskiej i Wyżyny Śląskiej, Małopolskiej i Lubelskiej. Bywają lata suche i wilgotne oraz lata o korzystnym lub niekorzystnym rozkładzie zasobów w okresie wegetacji.

Rozpatrzono zasoby w trzech okresach – wielolecie 1971–1990, okresy 1971–1980 i 1981–1990 oraz w sezonach zimowym i letnim. W skali kraju okres 1971–1990 był podobnie zasobny w wody jak wielolecie 1901–1990.

W okresie 1971–1980 zasoby wynosiły 70,6 km^3 i były większe od przeciętnych z wielolecia oraz okresu 1981–1990. Okres 1981–1990 był mniej zasobny w wodę (62,2 km^3) w porównaniu z rozpatrywanymi. Podobnie kształtowały się zasoby letnie i zimowe, przy czym z wyjątkiem RZGW – Kraków (1971–1980) zasoby okresu zimowego (roztopy) przeważały nad letnimi (opady – tab. 4).

Na stan zasobów wodnych wpływ ma ich zanieczyszczenie. W wielu przypadkach cieki mało zasobne prowadzą wodę o dużym stężeniu zanieczyszczeń, np. Bzura, Biała, Krzna, Pisa, Ner, Bystrzyca Kłodzka, Kłodnica, Przemsza i inne. Częstym przykładem są rzeki zasobne w wodę, ale w dużym stopniu zanieczyszczone.

Jak wynika z obliczeń wykonanych metodą pędu (Ciepielowski, Gutry-Korycka 1990) w dorzeczu Wisły najmniejsza ilość zasobów – 0,54% skupia się w pierwszej klasie czystości cieków. Wody silnie zanieczyszczone i pozaklasowe stanowią aż 93% wszystkich zasobów zgromadzonych w dorzeczu Wisły. Świadczy to o bardzo złym stanie czystości zasobów nienaruszalnych w tym regionie. Wody klasy II czystości stanowią zaledwie 6,3% zasobów.

W dorzeczu Odry do I klasy czystości można zaliczyć tylko 0,5% zasobów. II

klasa czystości wód obejmuje 18,1% zasobów, 81% zasobów Odry charakteryzuje silne zanieczyszczenie (III klasa wód i wody pozaklasowe). Sytuacja ta jest nieco lepsza niż w dorzeczu Wisły.

Na obszarze Przymorza do klasy I należy ok. 10%, wody II klasy stanowią zdecydowaną część zasobów – 66,7%, tylko niecałe 25% przypada na wody w klasie III i pozaklasowe.

Należy odpowiedzieć na pytanie, czy zasoby wodne wystarczą do zaspokojenia potrzeb gospodarczych, w tym i dla leśnictwa. W skali kraju ocenić to można porównując zasoby z potrzebami prognozowanymi na podstawie scenariuszy rozwoju gospodarczego kraju. W perspektywie 2010 roku można przyjąć pesymistyczny scenariusz, według którego zapotrzebowanie wyniesie 44–46 km^3 (Skowyrski, Augustyniak). Wydaje się, że wymienione szacunki są zbyt wygórowane. Natomiast trudno zgodzić się z wielkością potrzeb wodnych w 2000 roku – 25,6 km^3, podanych przez Tuszkę 1985, zważywszy, że w przyszłości nastąpi znaczny wzrost zapotrzebowania i pogorszenie stanu czystości zasobów. Przyjmując objętość odpływu normalnego niewiele ponad 60 km^3 i porównując z wielkością potrzeb – 45 km^3, to w średnim roku, średnio na terenie Polski, wody powinno wystarczyć. Natomiast znaczne deficyty mogą wystąpić w roku suchym i bardzo suchym.

Ze względu na nierównomierność rozkładu przestrzennego zasobów wodnych mogą wystąpić w Polsce rejony deficytowe w wodę, nawet jeśli w skali kraju ich nie będzie. Ocenia się deficyty maksymalne roczne rzędu 6,1 km^3 w dorzeczu Wisły, przy czym największe niedobory spodziewane są w rolnictwie 2,7 km^3. Mogą wystąpić braki wody również w lasach usytuowanych zwłaszcza w terenach wododziałowych i regionach uprzemysłowionych o małych zasobach naturalnych.

Z porównania średnich krajowych odpływów z okresów 1971–1980 (v = = 70,5 km^3) i 1981–1990 (v = 62,1 km^3) wynika, że zasoby wodne są wystarczająco duże na pokrycie potrzeb przy racjonalnym nimi gospodarowaniu. Jednak w okresie suchych lat osiemdziesiątych na mniejszych obszarach (np. Kujawy) występowały braki wody.

Dla uzupełnienia deficytów wody potrzebne są przedsięwzięcia techniczne, a zwłaszcza budowa zbiorników retencyjnych i kanałów przerzutowych oraz racjonalne gospodarowanie wodą.

Wody podziemne

Zasoby eksploatacyjne wód podziemnych szacuje się w granicach 37 713 tys. m^3/d. Podobnie jak zasoby wód powierzchniowych są one na obszarze Polski nierównomiernie rozmieszczone.

Oceniając zasobność w wody podziemne miarą jednostkowych zasobów eksploatacyjnych M_{eks} $m^3/(d \cdot km^2)$, należy stwierdzić, że do regionów praktycznie bezwodnych należy region karpacki (M_{eks} = 11 $m^3/(d.km^2)$ i podsudecki M_{eks} = 23 $m^3/(d \cdot km^2)$, na szczęście zasobne w wody powierzchniowe. Do regionów mało zasobnych o wskaźniku 20 < M_{eks} < 70 $m^3/(d \cdot km^2)$ należą: region sudecki, zapadliska podkarpackiego, trzebnicko-ostrzeszowski, niecki wrocławskiej, górnej Odry, górnośląski i niecki po-

znańskiej. Niepokoją małe zasoby wód podziemnych w niecce poznańskiej, gdyż pokrywają się z małymi zasobami wód powierzchniowych. Pozostałe regiony są umiarkowanie zasobne lub bardzo zasobne jak region pradoliny toruńsko-eberswaldzkiej (408 $m^3/(d \cdot km^2)$).

Zasoby wód podziemnych powinny być chronione i stanowić rezerwę do celów konsumpcyjnych lub dla przemysłu wymagającego wody dobrej jakości (np. farmaceutycznego). Istnieje obawa, że obecny trend korzystania z tych wód bez ograniczeń i kontroli spowoduje duże zubożenie wód podziemnych w przyszłości.

Wpływ klimatu na środowisko leśne

Wyniki analiz potwierdzają dużą zmienność w czasie i przestrzeni stosunków termiczno-wilgotnościowych na terenie kraju. Rozpatrując, w jakim stopniu stan lasów jest uzależniony od układu czynników klimatycznych, stwierdzono zależność między rozmiarami szkód powodowanych przez choroby infekcyjne i owady a stanem pogody. Małecka i Sierota (1993) podają, że temperatury powietrza i opady wpływają na rozprzestrzenianie się takich chorób infekcyjnych, jak osutka sosny, mączniak dębu oraz zamieranie pędów sosny. Kolk (1993) – rozpatrując powstawanie gradacji szkodników owadzich – stwierdza jej zbieżność z kształtowaniem się pogody nie tylko w sezonie wegetacyjnym, ale również w okresie spoczynku jesienią i zimą, kiedy to łagodne lub mroźne zimy sprzyjają rozwojowi bądź niszczą zimujące owady. Jak wynika z zakończonego w roku 1991 etapu prac nad wpływem imisji przemysłowych na lasy (Dunikowski, Józefaciukowa 1992), obserwowane jest spowolnienie procesów degradacji lasów wywołanych przez imisje przemysłowe. Również w przypadku czystości zasobów wodnych w ostatnim czasie widać pewną poprawę. Czy jest to spowodowane zmniejszeniem imisji lub likwidacją niektórych zakładów przemysłowych czy czynnikami pogodowymi – trudno to stwierdzić.

Z licznych danych literaturowych wynika, że opady, wypłukując zanieczyszczenia gazowe z powietrza, powodują ich łatwiejszą penetrację do wnętrza lasu, ograniczają natomiast przenoszenie imisji na dalsze odległości od emitorów. Często więcej substancji toksycznych dochodzi do wnętrza lasu wraz z deszczem jako tzw. depozyt mokry. Stwierdzono, że w tych RDLP, w których opady były duże, wskaźnik defoliacji był duży – ponad 0,95, i zanotowano zły stan zdrowotny lasów (RDLP Szczecinek, Wrocław, Katowice).

Zdaniem autorów opracowania Ciepielowski, Dunikowski Zajączkowski (1993), defoliacja uzależniona jest nie tylko od poziomu imisji przemysłowych i długości okresu oddziaływania, ale również od przebiegu pogody w okresie wegetacji.

Wykonane badania nie pozwalają na określenie wpływu warunków klimatycznych na kształtowanie się zasobów drzewnych w Lasach Państwowych. Potrzebne są dodatkowe badania z tego zakresu.

Wnioski

1. Dwa dziesięciolecia 1971–1980 i 1981–1990 różniły się zasadniczo wilgotnością i termiką. Okres 1971–1980 był bardziej zasobny w wodę i wykazywał większe opady, ale był zimniejszy w porównaniu z dziesięcioleciem 1981–1990. W okresie 1981–1990 wystąpiły duże niedobory wody. Dziesięciolecie 1981–1990 na tle wielolecia 1901–1990 charakteryzowało się wyższymi temperaturami i mniejszą ilością opadów.

2. Stwierdzono zmienność przestrzenną (regionalną) elementów opisujących klimat: temperatur, wskaźnika hydrotermicznego, klimatycznego wskaźnika niedoboru opadu, opadów, zasobów wodnych itp. Na wartość tych elementów wpływ mają nie tylko czynniki naturalne, ale również antropogeniczne.

3. Zmiany stanu lasów dominują w regionach, w których na tendencje globalne przypisywane np. efektowi cieplarnianemu nakładają się niekorzystne sytuacje pogodowe (susze lub wezbrania), blisko usytuowane źródła emisji przemysłowych, zanieczyszczeń, kataklizmy (pożary, powodzie). Przykładem może być region Gór Izerskich i okolice Kuźni Raciborskiej.

4. Potwierdziły się poglądy wielu klimatologów, że nie można jednoznacznie określić kierunku przewidywanych zmian klimatycznych i wybranych elementów bilansu wodnego. Rozpatrywane trendy zmian parametrów opisujących te elementy w większości przypadków nie były istotne statystycznie, a dla kilku z nich istotność ta była mała. Dlatego wyniki badań trendów traktować należy jako wskazanie pewnych tendencji zmian.

Literatura

CIEPIELOWSKI A., GUTRY-KORYCKA M. 1990: A *New Momentum Method for the Quantitative and Qualitative Evaluation of Polish Rivers*. Water Resources Management 4.

CIEPIELOWSKI A., KICIŃSKI T. 1990: *Budownictwo wodne*. T. 1, WSZiP, Warszawa.

CIEPIELOWSKI A. 1992: *Stan i rola zasobów wodnych w gospodarce leśnej*. Postępy Techniki w Leśnictwie 52. Problematyka zagrożenia środowiska leśnego.

CIEPIELOWSKI A., DUNIKOWSKI S., ZAJĄCZKOWSKI S. 1994: *Analiza porównawcza kształtowania się warunków klimatycznych i wodnych w okresie dwóch ostatnich dziesięcioleci i wpływ zachodzących zmian na stan lasów*. Warszawa 1993 (maszynopis).

DUNIKOWSKI S., JÓZEFACIUKOWA 1992: *Reakcje ekosystemów leśnych na zróżnicowany poziom skażenia środowiska*. Notatnik Naukowy IBL 8/18.

KOLK A. 1993: *Zmiany dynamiki populacji szkodliwych owadów leśnych na tle warunków hydrometeorologicznych w latach 1971–1990* (maszynopis).

LORENC H. 1993: *Ocena zmienności temperatury i opadów w okresie 1901–1992 na podstawie obserwacji w Puławach, Warszawie Obserwatorium i Wrocławiu*. Ośrodek Meteorologii IMGW, Warszawa (maszynopis).

MAŁECKA M., SIEROTA Z. 1993: *Wpływ warunków pogodowych w latach 1970–1990 na rozwój chorób infekcyjnych* (maszynopis).

TUSZKO A. 1985: *Zasoby wodne Polski na tle zasobów wodnych Europy i niektórych krajów świata*. Podstawowe Problemy Współczesnej Techniki, t. XXIV *Woda w gospodarce narodowej*, PWN.

Adres autora

A. Ciepielowski

Katedra Budownictwa Wodnego SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Joanne GILBERT, David GOWING, Gordon SPOOR
and Owen MOUNTFORD

Quantifying the hydrological requirements of plants as a tool for the water management of wet grassland

Abstract

The distribution of plants within lowland wet grasslands is largely determined by small variations in the water-table regime. It is therefore necessary to understand the water requirements of individual species in order to manage wet grasslands most effectively. Little quantitative data is available on the water requirements of wild plant species. Silsoe College has developed a system of using existing ditch-drained wetlands as an infinite set of natural lysimeters and combining these with a hydrological model to quantify the water-table regime experienced by each plant species present.

A threshold analysis technique is used to interpret the levels of aeration and drought stress experienced at each position within the field. This is compared with the plant distribution to enable the conditions required by each plant to be quantified.

Results from trial sites in England show that plant distribution patterns strongly correlate with water regimes, thus indicating this technique to be valid. The work is currently being extended to cover a wider range of sites on different soil types and in different climatic areas to create a more comprehensive data set.

Knowledge of the water regime tolerance levels for each plant can be used in several ways to improve wet grassland management. It can help predict the likely outcome of a change in the water management of an area or it can aid the active management of a site with the aim of conserving a specified plant community.

Key words: wet grassland, water regime, hydrological model.

Introduction

Water table regime is probably the single most important environmental factor influencing the distribution of plants within groundwater-fed, lowland wet grasslands. Other significant factors, including nutrient availability and surface management, also tend to be heavily influenced by water table regime. Management of grasslands to maintain and enhance their species diversity therefore necessitates a quantitative knowledge of plant water regime requirements. Ellenberg (1988) ranks central European plant species for their tolerance of soil moisture on an arbitrary scale but no quantitative dataset exists.

Silsoe College has attempted to quantify the hydrological requirements of plants by modelling the hydrology of ditch-drained, species-rich meadows and matching this with the results from a detailed survey of the vegetation in these fields. The trial sites used are located in the west of England on the Somerset Mo-

ors. Initially two trial sites have been investigated, Tadham Moor and West Sedgemoor. These sites both contain approximately flat, ditch-bound fields where the plant communities have reached near equilibrium position with respect to water regime. Each field contains a variety of water regimes due to microtopographic and seepage potential variations. This allows the different regimes to be correlated with the distribution of the plant species. The soils investigated so far are deep peat overlying clay. Current work will extend the database to cover a much broader range of climatic areas and soil types.

Hydrological modelling

Controlled environment methods for measuring plant water requirements were investigated by Silsoe College (Gowing *et al.* 1994) but it was considered that the effects of competition between species could not be taken fully into account using artificial lysimeters. This problem was surmounted by studying the plants in their natural environment. Quadrats of $1m^2$ were positioned randomly throughout the field sites and every species that occurred in each quadrat was recorded. A total of 1500 quadrats have be studied. The hydrological models suggested by Youngs (1989 & 1991) in conjunction with historical data, were used to ascertain the water table depth and shape beneath each field. This model has so far only been validated for relatively flat ditch-drained land on peat. The exact elevation of each quadrat was measured so that the water table under each quadrat could be calculated, hence each quadrat could be used as a natural lysimeter.

Threshold analysis approach

A threshold analysis technique was used to convert the water table regime of each quadrat into two values, one representing the degree of flooding and one representing the degree of drought. Plants undergo aeration and drought stress when the water table moves above and below critical levels. The threshold for drought stress is taken as the water table depth below which soil surface evaporation is limited by soil unsaturated hydraulic conductivity. Henson *et al.* (1989) showed that plants respond to soil moisture tensions of greater than 0.5 m. The Gardner equation (Gardner 1958) can be used to calculate the threshold depth for drought stress given a surface tension of 0.5 m. In this instance the drought thresholds of the field sites are 0.44 m and 0.47 m for Tadham Moor and West Sedgemoor respectively.

The threshold for aeration stress is taken as the water table depth above which the surface soil layers would be near to saturation due to capillary rise, thus excluding oxygen from plant roots. Wesseling and van Wijk (1957) showed that at least 10% air-filled porosity is needed for free oxygen diffusion to occur during periods of rapid plant growth. This translates to tensions of around 0.4 m in peat and hence the threshold for flood stress can be calculated in the same way as drought threshold. The values for the field sites are 0.39 m and 0.42 m for

Tadham Moor and West Sedgemoor respectively.

For each quadrat site the number of weeks that each threshold was exceeded was calculated and multiplied by the mean value of the exceedance. This then gives a measure, in units of metre.weeks, of the susceptibility of each quadrat site to flooding and drought. This is termed the quadrat's Sum Exceedance Value (SEV). The technique was originally devised by Seiben (1965).

The quadrat sites were then ranked for each threshold in ascending order of SEV. The 50 lowest aeration SEVs form a subgroup. The number of quadrat sites within this subgroup in which a certain species occurs divided by 50 gives the observed frequency. The expected frequency is the total number of quadrat sites in which this species occurs divided by the total number of quadrat sites. The relative frequency is given as follows:

$$\text{Relative frequency} = \frac{\text{observed frequency}}{\text{expected frequency}}$$

If the SEV were having no effect on the distribution of species then relative frequency should be unity for all SEVs, however, if the species under investigation showed a preference for a low aeration SEV then its relative frequency should have a value greater than unity. Similarly if the species avoided quadrats of low aeration SEV then its relative frequency should have a value less than unity. Relative frequency is calculated for each sequential subgroup of 50 and then plotted against the mean SEV for that subgroup. Figure 1 shows how aeration SEV affects the distribution of *Agrostis capillaris* L. 95% confidence limits are also shown calculated using the κ^2 test. The sharp transition from "preferred" SEVs to "avoided" SEVs suggests that SEV is ac-

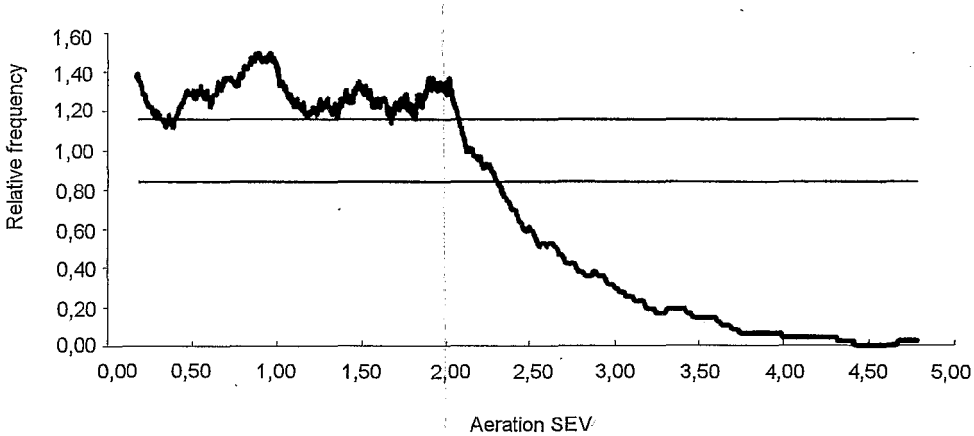


FIGURE 1. A plot relative frequency of *Agrostis capillaris* against a measure of aeration stress The horizontal lines define the 95% confidence interval for the „expected" value of unity

tually quantifying a real variable in terms of plant requirements.

This procedure was repeated for both drought and aeration SEV for each species that was observed in more than 60 quadrats.

Discussion

Figures 1 and 2 show how the distribution of *Agrostis capillaris* is affected by both drought SEV and aeration SEV. It is important to consider both drought stress and flood stress when studying the tolerances of plants since plants show different physiological adaptations to each of these. Ellenberg only assigns one value to each species and figure 3 shows how this value relates to drought SEV for a group of wet grassland plants. The species are listed in descending order of Ellenberg F value. The preferred range shown for each species is the range of drought SEVs for which it has a relative frequency greater than the 95% confidence limits for unity. The tolerated range is that for which the relative frequency for each species is greater than the 95% confidence limits for less than unity. It can be seen that the preferred range of drought SEVs for each species approximately follows the same trend as the Ellenberg F values.

Application

The plant SEV database could be utilised as an aid to managing land to benefit nature conservation. It is possible for a land manager to identify the type of vegetation community that he or she would like to conserve at a site. The SEVs of the constituent species can then be found and a hydrological regime designed for the site that matches the requirements of the community as a whole. Another use for this database is as a predictive tool. If the hydrology of a site is going to be altered, the expected hydrological regime could be modelled to find out what the anticipated SEVs of each part of the site would be. By studying the SEV database it could

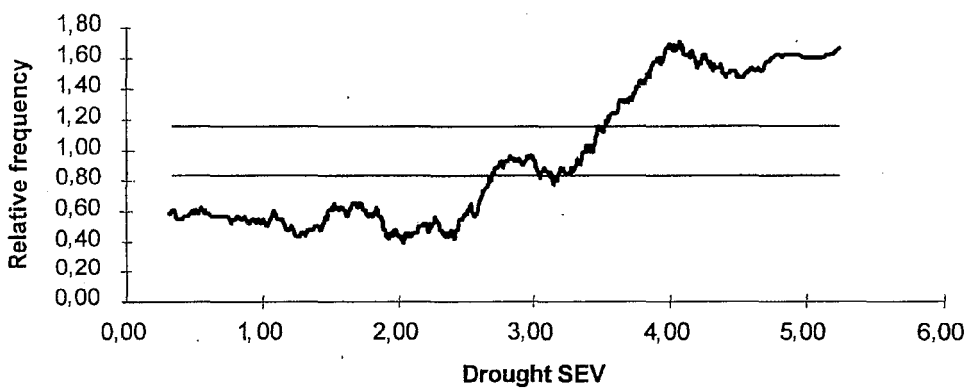


FIGURE 2. A plot of relative frequency of *Agrostis capillaris* against a measure of drought stress
The horizontal lines define the 95% confidence interval for the „expected" value of unity

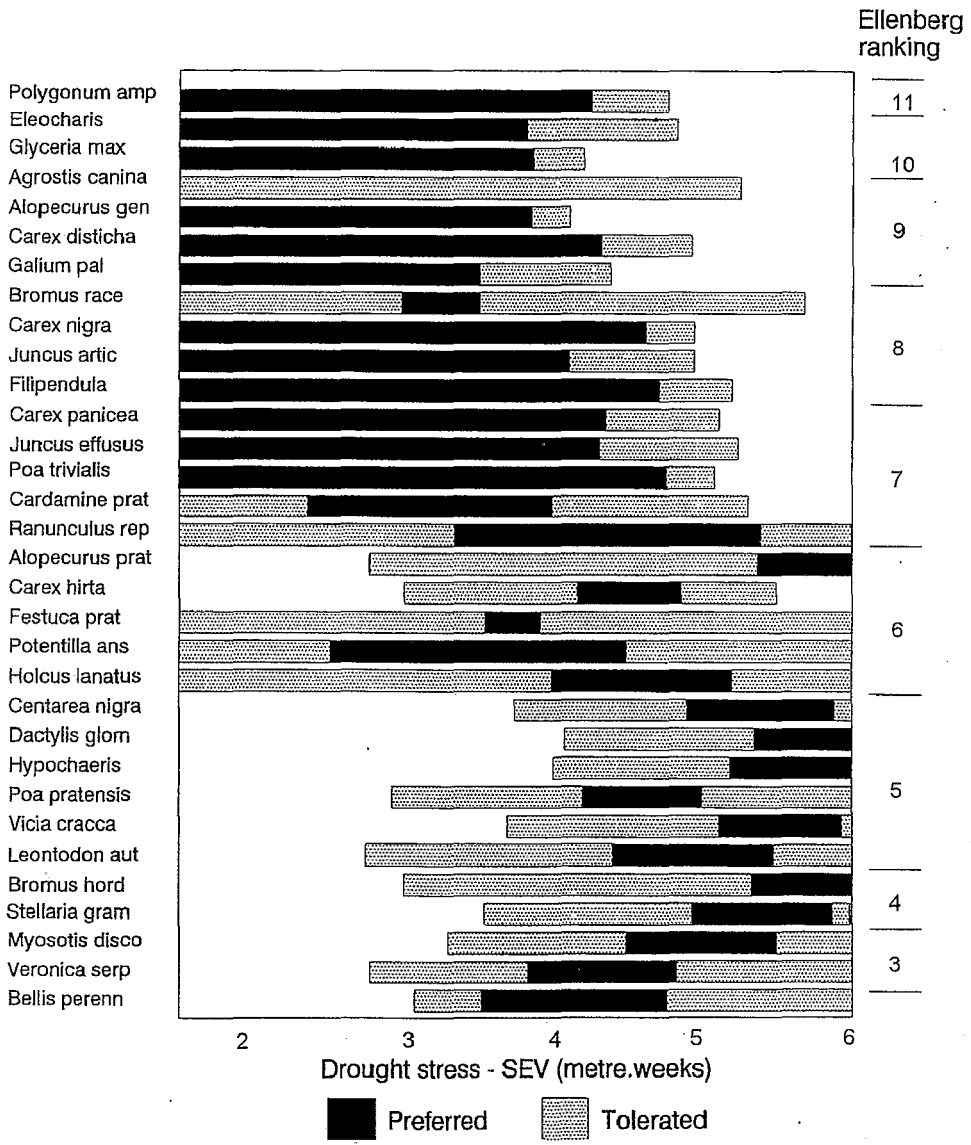


FIGURE 3. Water remige tolerance ranges of wet grassland plant species in Somerset

be seen which species one might expect to loose from a site and which species might be expected to colonise, assuming that there were a local source of propagules. The SEVs of wild plant species could also be compared with the requirements of pastoral agriculture to find a hydrological regime that can satisfy the needs of both and thus enable farms to remain

productive whilst retaining some value to nature conservation.

Literature

ELLENBERG H. 1988: *Vegetation ecology of Central Europe.* Cambridge University Press, 731pp.

GARDNER W.R., 1958: *Some steady state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table.* Soil Science, 85, 228–232.

GOWING D.J.G., SPOOR G. and MOUNTFORD J.O. 1994: *The influence of minor variations in hydrological regime on grassland plant communities – Implications for water management.* Submitted for publication in European Wet Grasslands: *Their ecology, management and restoration.* Ed. C. Joyce, Wiley, Chichester (in press).

HENSON I.E., JENSON C.R. and TURNER N.C. 1989: *Leaf gas exchange and water relations of lupins and wheat. I. Shoot responses to soil water deficits.* Austr. J. of Plant Physiology, 16, 401–413.

SEIBEN W.H., 1965: *Het verband tussen outwatering en obrengst bij de jonge zavelgranden in de Noordoostpolder.* Van Zee tot Land; 40; 1–117.

WESSELING J. and van WIJK W.R. 1957: *Soil physical conditions in relation to drain depth.* In *Drainage of agricultural lands,* ed. J.N.Luthin. American Society for Agronomy, Madison.

YOUNGS E.G., 1992: *Patterns of steady groundwater movement in bounded unconfined aquifers.* J. of Hydrology, 131, 239-253.

YOUNGS E.G., LEEDS-HARRISON P.B. and CHAPMAN J.M., 1989: *Modelling water-table movement in flat low-lying lands.* Hydrololgical processes, 3; 301–315.

Authors' address

J. Gilbert, D. Gowing, G. Spoor, O. Mountford

Institute of Terrestrial Ecology, Monks Wood, Huntingdon PE17 2LS, UK.

Silsoe College, Cranfield University, Bedford MK45 4DT, UK

Piotr LEBIEDZIŃSKI

Wpływ uwilgotnienia i nawożenia na wybrane elementy bilansu składników chemicznych łąk na glebach deluwialnej i torfowo-murszowej

Abstract

Effect of moisture content and fertilization on nutrient balance of meadows on delluvial and peat-moorsh soils. The mowing of vegetation grown in lysimeters filled up with delluvial and peat-muck soil and sown with grass mixtures was carried out in 1986–1989. In the growing season different fertilization was applied (NPK rates of 0,480, 780, 1360 kg/ha) and maintained constant ground water levels at the depth of 40, 60 and 90 cm.

The results of respective investigation of grassland prove that in the balance of nutrients for the vegetation of grassland the most important input position constitutes fertilization and the irrigational water. Less role plays elements from atmospheric precipitation. Carrying away nutrients with the yield beyond the ecosystem make the main position of output. A significant, but in smaller extent was carrying them away with outflow to ground waters.

Key words: grassland, irrigation, nutrients.

Wstęp

Racjonalne użytkowanie łąk i pastwisk w zróżnicowanych warunkach siedliskowych wymaga znajomości obiegu roślinnych składników pokarmowych w ekosystemie. W intensywnie użytkowanych zbiorowiskach łąkowych należy dążyć do dynamicznej równowagi między biopierwiastkami wnoszonymi i wynoszonymi z ekosystemu. Nieodpowiednia pratotechnika, powodując zachwianie tej równowagi, może stymulować negatywne procesy w środowisku. Z jednej strony są to przede wszystkim niebezpieczeństwa związane z zanieczyszczeniem wód gruntowych związkami wnoszonymi w postaci nawozów mineralnych, z drugiej, możliwości zasalania gleb związkami wnoszonymi z wodą stosowaną do nawodnień (Majdowski 1968, Ruszkowska i in. 1979). W pracy niniejszej przedstawiono bilanse azotu, fosforu, potasu, wapnia, magnezu, sodu, żelaza, manganu i cynku różnie uwilgotnionych łąk na glebach deluwialnej i torfowo-murszowej w badaniach lizymetrycznych. W części przychodowej ujęto składniki dostarczone z nawozami mineralnymi, wodą używaną do nawodnień i opadami atmosferycznymi, a w części rozchodowej wynoszenie ich z plonem i wodą odciekającą z ryzosfery roślin.

Metoda i zakres badań

Badania prowadzono w latach 1987–1989 na Stacji Doświadczalnej SGGW w Warszawie, wyposażonej w lizymetry stałe o średnicy 45 cm i głębokości 120 cm. W 1986 r. lizymetry wypełniono naturalnymi profilami gleby deluwialnej i torfowo-murszowej pobranych z łąk Zakładu Badawczego PAN w Baranowie koło Mrągowa, a następnie obsiano mieszanką traw. Wybrane właściwości fizykochemiczne gleb podano w tabelach 1 i 2. W latach 1987–1989 prowadzono w trzech powtórzeniach trzykośne użytkowanie łąkowe. Stosunki wodne regulowano systemem podsiąkowym ze stałym zwierciadłem wody gruntowej na głębokości 40, 60 i 90 cm od powierzchni terenu. Na początku wegetacji oraz po pierwszym i drugim pokosie stosowano zróżnicowane nawożenie mineralne w czterech wariantach: 0 NPK (warunki kontrolne), 480 NPK ($N_{200}P_{100}K_{180}$), 780 NPK ($N_{400}P_{140}K_{240}$), 1360 NPK ($N_{800}P_{200}K_{360}$) kg/ha w przeliczeniu na czysty składnik. Azot stosowano w formie saletry amonowej 34,5%, fosfor w superfosfacie 47,5%, a potas w postaci 40% soli potasowej. Podczas wegetacji każdego roku w pokosach wykonano pomiary i analizy chemiczne plonów roślin, opadów atmosferycznych, wody doprowadzonej i odciekającej z lizymetrów. Zawartość N określono metodą Kjeldahla, P metodą kolorymetryczną, K, Na, Mg, Ca, Fe, Mn i Zn metodą spektrometrii atomowej.

TABELA 1. Wybrane właściwości fizykochemiczne gleby deluwialnej

Wyszczególnienie	Głębokość analizowanego poziomu [cm]		
	2,5–17,5	32,5–62,5	97,5–102,5
Zawartość frakcji mech. w % ϕ w mm			
1,0–0,1	40	44	41
0,1–0,02	32	22	23
< 0,02	28	34	36
Gęstość objętościowa [g/cm^3]	1,25	1,59	1,61
Porowatość ogólna [% obj.]	51,7	40,5	39,5
pH wKCl	7,0	6,0	5,7
Zawartość [% s.m.]			
N	0,262	0,067	0,051
P	0,028	0,014	0,012
K	0,012	0,012	0,010

TABELA 2. Wybrane właściwości fizykochemiczne gleby torfowo-murszowej

Wyszczególnienie	Głębokość analizowanego poziomu [cm]		
	2,5–17,5	32,5–62,5	97,5–102,5
Rodzaj utworu	mursz	torf olesowy	torf olesowy
Stopień rozkładu [%]	65	47	45
Popielność [% s.m.]	36	17	17
Gęstość objętościowa [g/cm^3]	0,34	0,21	0,17
Porowatość ogólna [% obj.]	81,3	87,3	89,6
Zawartość [% s.m.]			
N	2,71	2,74	2,72
P	0,05	0,02	0,02
K	0,02	0,01	0,01

Wyniki badań

W bilansie składników pokarmowych w okresie wegetacji część przychodową stanowiło nawożenie mineralne, składniki mineralne wprowadzone z wodą w trakcie nawodnień i opadem atmosferycznym.

Największą pozycję warunkującą zasobność gleby w przyswajalne formy podstawowych składników pokarmowych stanowiło nawożenie mineralne, z którym wprowadzono do gleby w wariantach nawozowych 480 NPK ($N_{200}P_{100}K_{180}$), 780 NPK($N_{400}P_{140}K_{240}$), 1360 NPK($N_{400}P_{200}K_{360}$) kg/ha oraz niewielkie ilości innych składników znajdujących się w nawozach.

Drugą pozycję przychodową stanowiły składniki pokarmowe wprowadzone z wodą używaną do nawodnień (tab.3). Ilość wody doprowadzonej warunkowana była rodzajem gleby, głębokością położenia zwierciadła wody gruntowej, zużyciem wody w procesie ewapotranspiracji i wysokością opadów atmosferycznych. Więcej wody i składników mineralnych zostało pobrane na glebie deluwialnej. Z obniżeniem zwierciadła wody gruntowej ilość dostarczonych składników pokarmowych malała. Wzrost dawek NPK (wzrost plonów i ewapotranspiracji) stymulował pobieranie przez rośliny większej ilości wody, co wiązało się z wprowadzeniem do siedliska odpowiednio więcej zawartych w niej związków chemicznych. Ilości pierwiastków wnoszonych tą drogą do ryzosfery w wypadku wapnia, magnezu i sodu były wysokie. Wraz z wodą dostarczono w kg/ha 5,5–15,8 N, 0,02–0,07 P, 16,9–48,2 K, 136,0 - 388,4 Ca, 35,4 – 100,9 Mg i 258,1 – 737,1 Na, 0,2–0,5 Fe, 0,2–0,5 Mn, 2,5–7,1 Zn.

Trzecią, najmniejszą pozycję w przychodzie, stanowiły składniki wprowadzone do środowiska glebowego z opadami atmosferycznymi. Dla warunków stacji lizymetrycznej woda opadowa wnosiła średnio do gleby w kg/ha 5,7 N, 0,04 P, 2,6 K, 20,4 Ca, 5,9 Mg, 17,8 Na, 0,14 Fe, 0,11 Mn i 0,23 Zn.

Dodatkowym źródłem przychodów były składniki pochodzące z mineralizacji obumarłej biomasy runi łąkowej (części nadziemne nie zebrane z plonem oraz część systemu korzeniowego) oraz jej fauny. Nie można jednak uważać tej pozycji za przychód rzeczywisty, ponieważ składniki te nie zostały dostarczone spoza siedliska. W wyniku reakcji biochemicznych zostały jedynie przekształcone w formy dostępne dla roślin. W warunkach kontrolnych – bez nawożenia dodatkowym źródłem azotu – były rośliny motylkowate. Z przyczyn technicznych w bilansie tych elementów nie uwzględniono.

Produktywność zbiorowisk roślinnych łącznie z migracją składników pokarmowych do wód gruntowych kształtowały drugą stronę bilansu chemicznego badanych siedlisk – rozchody.

Wzrost zasobności gleby (wyższe dawki NPK) podnosił plony suchej masy roślin, jak również ilość wynoszonych z nim makro- i mikroelementów (tab. 4). Z plonem roślin wyniesiono więcej P, K, Ca i Mn na glebie deluwialnej, a N, Mg, Na, Fe i Zn na glebie torfowo-murszowej. Największe ilości wyniesionych składników notowano przy poziomie wody gruntowej na głębokości 60 cm. W efekcie wyższe nawożenie i korzystniejsze

TABELA 3. Ilość składników pokarmowych dostarczonych z wodą w trakcie nawodnień średnio w latach 1987–1989

Typ gleby	Poziom wody gruntowej (cm)	Dawki NPK (kg/ha)	Nawodnienie (mm)	N (kg/ha)	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn
Deluwialna	40	0	513	10,6	0,05	32,3	260,4	67,7	494,2	0,4	0,3	4,8
		380	676	14,0	0,06	42,6	343,2	89,2	651,2	0,5	0,4	6,3
		780	742	15,4	0,07	46,7	376,7	97,9	714,8	0,5	0,4	6,9
		1360	765	15,8	0,07	48,2	388,4	100,9	737,1	0,5	0,5	7,1
	60	0	352	7,3	0,03	22,1	178,6	46,4	338,9	0,3	0,2	3,3
		380	535	11,1	0,05	33,7	271,8	70,6	515,7	0,4	0,3	5,0
		780	611	12,7	0,06	38,5	310,5	80,7	589,2	0,4	0,4	5,7
		1360	635	13,1	0,06	40,0	322,3	83,8	611,7	0,4	0,4	5,9
	90	0	268	5,5	0,02	16,9	136,0	35,4	258,1	0,2	0,2	2,5
		380	432	8,9	0,04	27,2	219,3	57,0	416,1	0,3	0,3	4,0
		780	497	10,3	0,04	31,3	252,3	65,6	478,8	0,4	0,3	4,6
		1360	508	10,5	0,05	32,0	258,1	67,1	489,7	0,4	0,3	4,7
Torfowo-murszowa	40	0	504	10,4	0,05	31,7	255,9	66,5	485,5	0,4	0,3	4,7
		380	637	13,2	0,06	40,1	323,4	84,0	613,7	0,5	0,4	5,9
		780	674	13,9	0,06	42,4	342,2	88,9	649,3	0,5	0,4	6,3
		1360	677	14,0	0,06	42,7	343,9	89,4	652,6	0,5	0,4	6,3
	60	0	381	7,9	0,03	24,0	193,8	50,3	367,7	0,3	0,2	3,6
		380	538	11,1	0,05	33,9	273,1	71,0	518,2	0,4	0,3	5,0
		780	563	11,7	0,05	35,5	285,8	74,3	542,4	0,4	0,3	5,2
		1360	577	11,9	0,05	36,3	292,9	76,1	555,8	0,4	0,4	5,4
	90	0	398	6,4	0,03	19,4	156,4	40,6	296,8	0,2	0,2	2,9
		380	421	8,7	0,04	26,5	214,0	55,6	406,2	0,3	0,3	3,9
		780	429	8,9	0,04	27,1	218,2	56,7	414,0	0,3	0,3	4,0
		1360	436	9,0	0,04	27,5	221,7	57,6	420,6	0,3	0,3	4,1

TABELA 4. Ilość wybranych składników pokarmowych wyniesionych z plonem roślin łąkowych średnio w latach 1987–1989

Typ gleby	Poziom wody gruntowej (cm)	Dawki NPK (kg/ha)	Plon s.m. (g/m^2)	N (kg/ha)	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn
Deluwialna	40	0	473,2	71,9	12,8	75,7	32,7	8,0	2,8	0,5	0,3	0,1
		480	1412,1	240,1	41,0	269,7	94,6	26,8	9,9	1,6	1,1	0,4
		780	1912,2	376,7	57,4	437,9	110,9	38,2	34,4	2,2	1,6	0,7
		1360	2159,1	541,9	69,1	576,5	118,8	49,7	66,9	3,0	1,9	0,9
	60	0	515,1	85,5	14,4	96,8	33,5	9,3	3,6	0,6	0,3	0,2
		480	1472,1	269,4	44,2	325,3	82,4	28,0	11,8	1,7	1,4	0,5
		780	1926,1	412,2	63,6	458,4	100,2	38,5	36,6	2,4	2,1	0,7
		1360	2080,0	578,2	70,0	542,9	110,2	45,8	56,2	3,2	2,4	0,9
	90	0	471,4	83,0	12,7	96,6	31,6	7,5	1,9	0,5	0,3	0,1
		480	1285,3	255,8	38,6	302,1	70,7	21,9	9,0	1,4	0,9	0,4
		780	1727,2	385,2	53,5	424,9	84,6	31,1	25,9	2,1	1,3	0,5
		1360	1812,2	523,7	59,8	494,7	85,2	36,2	41,7	2,9	1,8	0,7
Torfowo-murszowa	40	0	585,5	118,9	14,1	85,5	42,2	16,4	12,3	0,9	0,4	0,3
		480	1361,3	292,7	35,4	223,3	93,9	35,4	31,3	2,3	1,3	0,7
		780	1698,3	424,6	49,3	312,5	105,3	42,5	52,7	3,0	1,8	0,9
		1360	1828,4	5,46,7	54,9	387,6	109,7	49,4	71,3	3,6	2,0	1,1
	60	0	655,1	157,9	16,4	74,0	45,5	19,7	16,4	1,0	0,4	0,3
		480	1513,6	399,6	39,4	208,9	96,9	43,9	48,4	2,8	1,1	0,8
		780	1700,3	530,5	47,6	307,6	100,3	51,0	61,2	3,5	1,6	1,0
		1360	1786,1	582,3	51,8	385,8	94,7	50,0	75,0	3,9	2,4	1,1
	90	0	691,6	175,0	15,9	90,6	38,7	19,4	9,7	1,0	0,4	0,3
		480	1417,3	381,3	34,0	218,3	75,1	41,1	26,9	2,0	0,9	0,6
		780	1468,0	434,5	38,2	284,8	70,5	36,7	36,7	2,4	1,1	0,6
		1360	1466,7	466,4	39,6	340,3	68,9	36,7	38,1	2,5	1,5	0,7

uwilgotnienie powodowało wynoszenie z ekosystemu większej ilości biopierwiastków z plonem roślin.

Drugą pozycją rozchodową była migracja związków mineralnych z profilu glebowego do wód guntowych. Ich ilość wynoszona z wodami infiltrującymi zależała od wielkości odpływu i zawartości w nim poszczególnych składników. Czynniki te warunkowane były rodzajem gleby, głębokością zwierciadła wody gruntowej i wysokością nawożenia (tab. 5). Wyższe ilości odciekającej wody oraz migrujących z nią wapnia, magnezu, sodu i cynku stwierdzono na glebie deluwialnej. Z obniżeniem zwierciadła wody guntowej ilość składników wynoszonych z odpływem malała. Ilości N, P, K oraz Fe, Mn i Zn wynoszone z ryzosfery były niewielkie, co zostało spowodowane dobrym wykorzystaniem składników nawozowych przez rośliny, niskimi sumami opadów atmosferycznych oraz dużym udziałem podsiąku kapilarnego w zaopatrzeniu roślin w wodę i składniki pokarmowe. Większa ilość wymytych Na, Ca, i Mg spowodowana była dużą ilością tych pierwiastków dostarczonych z podsiąkiem kapilarnym.

Uwzględniając przedstawione wyżej przychody i rozchody obliczono uproszczony bilans makro- i mikroelementów w ekosystemach łąkowych na glebach deluwialnej i torfowo-murszowej (tab. 6).

W zbiorowisku łąkowym na glebie deluwialnej bilans azotu warunkowany był wysokością nawożenia N. Najwyższe niedobory wystąpiły w warunkach kontrolnych – bez nawożenia, wynosiły od 57,1 do 73,9 kg/ha. Nawożenie azotem w wysokości 200 kg/ha zmniejszało jego niedobory do 23,1–54,7 kg/ha. Dalszy wzrost nawożenia likwidował niedobory tego pierwiastka, powodując jego kumulację w wysokości 2,3–289,0 kg/ha. Na glebie torfowo-murszowej stwierdzono wyższe niedobory azotu w pierwszych trzech wariantach nawozowych. Dopiero nawożenie N w dawce 800 kg/ha niedobory te pokrywa i powoduje jego kumulację w wysokości 229,2–344,3 kg/ha. Nie uwzględniono tu jednak azotu dostępnego dla roślin uzyskanego w wyniku mineralizacji torfu. Wielkość mineralizacji na glebach organicznych oceniana jest w zależności od ich właściwości na 60–300 kg/ha azotu rocznie (Gotkiewicz, Kowalczyk 1977; Frąckowiak 1980). Wyraźnie można to stwierdzić porównując ilości azotu wyniesionego z plonem na glebie torfowo-murszowej i deluwialnej w kombinacjach bez nawożenia oraz nawożonych tym pierwiastkiem w ilości 200 i 400 kg/ha. Na obu rodzajach gleb korzystniejszy bilans tego pierwiastka występował przy poziomie wody gruntowej 40 i 90 cm.

Bilans fosforu był ujemny tylko w warunkach kontrolnych i wynosił na glebie deluwialnej 12,7–14,4 kg/ha, a na glebie torfowo-murszowej 14,0–16,3 kg/ha. W warunkach nawożenia fosforem stwierdzono jego nadmiar. Korzystniejszy bilans tego składnika występował na glebie torfowo-murszowej oraz przy poziomie wody gruntowej na głębokości 90 cm.

Bilans potasu na glebie deluwialnej był ujemny we wszystkich badanych wariantach. Jego niedobór w warunkach kontrolnych wynosił 52,5–81,3 kg/ha. W kombinacjach nawożonych w ilości 180

TABELA 5. Ilość wybranych składników pokarmowych wymytych z ryzosfery roślin średnio w latach 1987–1989

Typ gleby	Poziom wody gruntowej (cm)	Dawki NPK (kg/ha)	Odcieki (mm)	N (kg/ha)	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn
Deluwialna	40	0	234,4	1,5	0,01	11,7	134,3	30,8	179,9	0,2	4,7	4,4
		380	226,1	2,7	0,01	12,2	135,6	28,4	186,7	0,2	2,8	5,4
		780	223,2	3,8	0,03	12,9	142,3	27,6	187,2	0,1	1,6	6,2
		1360	223,3	5,6	0,03	13,9	153,3	27,0	193,3	0,1	0,8	7,2
	60	0	145,9	1,3	0,00	7,4	71,1	18,6	118,3	0,1	1,7	3,1
		380	135,6	2,1	0,01	7,4	72,1	17,0	112,2	0,1	0,7	3,8
		780	130,7	3,9	0,01	7,8	74,3	15,9	110,8	0,1	0,3	4,2
		1360	128,3	8,3	0,01	8,2	78,5	15,0	110,8	0,1	0,2	4,6
	90	0	82,5	1,0	0,00	4,1	40,3	10,4	61,8	0,1	0,2	1,7
		380	75,7	1,2	0,00	4,2	40,4	9,2	61,0	0,1	0,1	2,1
		780	73,7	2,8	0,01	4,4	43,1	8,8	64,3	0,1	0,1	2,4
		1360	69,4	3,5	0,01	4,4	42,9	8,1	63,6	0,0	0,0	2,6
Torfowo-murszowa	40	0	187,1	1,4	0,01	7,2	111,7	24,8	131,9	0,3	0,5	3,8
		380	178,0	2,2	0,02	11,4	113,6	22,8	139,9	0,2	0,3	4,3
		780	176,4	3,9	0,03	12,6	121,1	22,2	143,9	0,1	0,2	5,2
		1360	166,7	5,9	0,04	13,2	121,6	20,1	142,0	0,1	0,2	5,5
	60	0	109,0	1,7	0,01	6,0	63,6	14,0	81,9	0,1	0,4	2,4
		380	108,1	2,2	0,01	6,6	65,2	13,4	84,8	0,1	0,3	2,9
		780	101,8	3,6	0,02	6,6	63,4	12,7	84,9	0,1	0,2	3,2
		1360	98,7	6,1	0,02	6,8	66,9	11,6	84,4	0,1	0,2	3,5
	90	0	57,5	1,0	0,00	2,9	29,4	7,2	43,6	0,1	0,1	1,3
		380	53,3	1,4	0,00	3,0	28,4	6,4	42,5	0,0	0,1	1,5
		780	54,4	2,7	0,01	3,4	31,5	6,4	45,1	0,1	0,0	1,8
		1360	53,1	4,0	0,01	3,5	32,5	6,1	45,4	0,0	0,0	2,1

TABELA 6. Uproszczony bilans wybranych składników pokarmowych średnio w latach 1987–1989

Typ gleby	Poziom wody gruntowej (cm)	Dawki NPK (kg/ha)	N (kg/ha)	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn
Deluwialna	40	0	–57,1	–12,7	–52,5	113,8	34,7	329,2	–0,2	–4,6	0,5
		380	–23,1	59,1	–56,8	133,3	39,8	472,4	–1,1	–3,4	0,7
		780	40,6	82,7	–161,5	143,8	37,9	511,0	–1,6	–2,6	0,2
		1360	274,0	131,0	–179,7	136,7	30,1	494,7	–2,4	–2,2	–0,7
	60	0	–73,9	–14,4	–79,5	94,4	24,4	234,7	–0,3	–1,7	0,2
		380	–54,7	55,9	–116,4	137,6	31,6	409,5	–1,3	–1,6	0,9
		780	2,3	76,5	–185,1	156,3	32,1	459,5	–1,9	–1,9	1,0
		1360	232,4	129,4	–148,6	153,9	28,9	462,5	–2,7	–2,1	0,7
	90	0	–72,7	–12,7	–81,3	84,5	23,3	212,2	–0,2	–0,2	0,9
		380	–42,3	61,5	–96,5	128,5	31,8	363,9	–1,0	–0,6	1,8
		780	28,0	86,5	–155,4	144,9	31,6	406,4	–1,6	–1,0	2,0
		1360	289,0	140,3	–104,5	150,4	28,6	402,3	–2,4	–1,4	1,7
Torfowo-murszowa	40	0	–104,1	–14,0	–58,4	122,4	31,2	359,2	–0,6	–0,5	0,9
		380	–74,0	64,7	–11,9	136,3	31,7	460,3	–1,9	–1,1	1,3
		780	–8,8	90,8	–40,1	136,1	30,1	470,5	–2,5	–1,4	0,4
		1360	267,1	145,2	4,4	133,0	25,7	457,0	–3,1	–1,6	–0,1
	60	0	–146,0	–16,3	–53,4	105,0	22,6	287,2	–0,7	–0,5	1,1
		380	–185,0	60,7	0,9	131,4	19,5	402,8	–2,4	–1,0	1,5
		780	–116,7	92,5	–36,3	142,5	16,4	414,1	–3,1	–1,4	1,3
		1360	229,2	148,3	6,3	151,7	20,4	414,1	–3,4	–2,1	1,0
	90	0	–163,9	–15,8	–71,6	108,6	20,0	261,3	–0,7	–0,2	1,5
		380	–168,2	66,1	–12,2	130,8	14,0	354,6	–1,6	–0,6	2,0
		780	–22,7	101,9	–18,5	136,6	19,5	350,0	–2,0	–0,7	1,8
		1360	344,3	160,5	46,3	140,6	20,8	354,9	–2,1	–1,2	1,5

kg/ha niedobory tego składnika pogłębiły się do 56,8–116,5 kg/ha. Dalszy wzrost nawożenia, przyczyniając się do intensyfikacji wynoszenia potasu z plonem, powiększał jego niedobory do 104,5–185,1 kg/ha. Najmniej korzystny bilans potasu stwierdzono przy poziomie wody gruntowej na głębokości 60 cm. Na glebie torfowo-murszowej ujemny bilans potasu stwierdzono w warunkach kontrolnych oraz kombinacjach nawożonych potasem w ilości 180 i 240 kg/ha. Niedobory tego składnika wahały się od 11,9 do 71,6 kg/ha. Wzrost nawożenia do 360 kg/ha pozwolił uzyskać dodatni bilans potasu w wysokości 4,4–46,3 kg/ha. W miarę obniżania poziomu wody gruntowej nastąpiła poprawa bilansu tego pierwiastka.

Bilans wapnia, magnezu i sodu we wszystkich wariantach był dodatni. W profilach glebowych gromadziło się średnio 131,4 Ca, 27,0 Mg i 389,3 Na kg/ha. Spowodowane to było wysoką ich zawartością w wodzie wodociągowej używanej do nawodnień podsiąkowych. Średnie stężenie tych składników wynosiło: wapnia 50,8, magnezu 13,2, a sodu 96,4 mg/dm^3. Nawożenie mineralne, podnosząc produktywność roślin, a w efekcie zużycie wody, zwiększało gromadzenie się wapnia i sodu. Tak duża kumulacja tych pierwiastków tworzących w profilu glebowym łatwo rozpuszczalne chlorki i siarczany może być przyczyną zasolenia gleby (Matyjasik 1991).

Bilans cynku był w większości wariantów nieznacznie dodatni do 2,0 kg/ha, natomiast żelaza i manganu ujemny: Fe w granicach 0,2–3,4 kg/ha, a Mn 0,2–4,6 kg/ha. Obniżenie poziomu wody gruntowej zmniejszało niedobory Mn na glebie deluwialnej, wzrost nawożenia mineralnego pogłębiał niedobory Fe i Mn (z wyjątkiem wariantów na glebie deluwialnej przy poziomie wody gruntowej 40 cm).

Wnioski

1. Udział poszczególnych elementów przychodu i rozchodu w bilansie składników pokarmowych zależał głównie od rodzaju gleby, wysokości nawożenia, poziomu wody gruntowej, opadów atmosferycznych oraz produktywności roślin.

2. W bilansie składników pokarmowych łąk na obu glebach największą pozycję przychodową azotu, fosforu i potasu stanowiło nawożenie, wapnia, magnezu i sodu nawodnienie podsiąkowe. Na glebie torfowo-murszowej dodatkowym źródłem azotu dostępnego dla roślin była mineralizacja substancji organicznej.

3. Z plonem roślin wynoszono poza ekosystem największe ilości azotu, potasu, fosforu i magnezu. Wapń, sód i cynk w większej ilości wynoszone były w drodze migracji do wód guntowych.

4. W bilansie badanych makro- i mikroelementów na glebie deluwialnej stwierdzono duże niedobory potasu, azotu (w warunkach kontrolnych i nawożonych dawkami 380 kg/ha NPK) i fosforu (w kombinacjach bez nawożenia) oraz żelaza i manganu. Wzrost dawek NPK pogłębiał niedobory potasu, żelaza i manganu, likwidował je natomiast w wypadku fosforu i azotu. Korzystniejszy bilans tych składników uzyskano przy poziomie wody gruntowej na głębokości 40 i 90 cm. Na glebie torfowo-murszowej stwierdzo-

no niższe niedobory potasu, wyższe zaś azotu i fosforu (w kombinacjach bez nawożenia). Nawożenie sukcesywnie poprawiało bilans potasu, a działało podobnie jak na glebie deluwialnej w przypadku innych pierwiastków. Różnice w bilansie potasu, spowodowane wzrastającymi dawkami NPK, między glebami spowodowane były większymi plonami i wyższą w nich zawartością K na glebie deluwialnej.

5. Wapń, magnez i sód były kumulowane w profilu glebowym. Powodowane to było stosunkowo niewielką ich zawartością w plonie i znacznym przychodem z podsiąkiem kapilarnym.

6. Duża ilość wapnia, magnezu i sodu wniesiona do środowiska przez nawadnienie podsiąkowe nie została wykorzystana przez rośliny, co spowodować może w dłuższym okresie czasu zasolenie gleby. Zjawisko to charakterystyczne dla klimatu aridowego należy wziąć pod uwagę również w warunkach klimatycznych Polski. W regionach o niskich sumach opadów atmosferycznych do nawodnień podsiąkowych należy stosować wodę o niewielkiej zawartości sodu, magnezu i wapnia.

Literatura

FRĄCKOWIAK H. 1980: *Dynamika i wielkość mineralizacji związków azotowych w dawno odwodnionych glebach torfowo-murszowych na tle warunków siedliskowych i nawożenia.* IMUZ, Falenty, 1–136 (rozpr. hab).

GOTKIEWICZ I., KOWALCZYK Z. 1977: *Zróżnicowanie procesów biologicznych w glebach podstawowych rodzajów siedlisk pobagiennych.* Prob.Post.Nauk Rol. 186; 97–117.

MAJDOWSKI F. 1968: *Bilans wodno-pokarmowy łąki na glebie lekkiej nawadnianej miejskimi wodami ściekowymi na podstawie badań lizymetrycznych.* Wiadomości IMUZ, t. VII z 4.

MATYJASIK Z. 1991: *Ocena zasolenia gleb nawadnianych wodami rzeki Ner.* (w): *Wybrane problemy przyrodniczych podstaw melioracji i ochrony środowiska.* Mater. sympoz. nauk. Wydz. MIŚ SGGW; 168–174.

PAWŁAT H., LEBIEDZIŃSKI P., KORZENIEWSKI M. 1991: *Możliwości produkcyjne i wartość paszowa runi łąkowej w różnie uwilgotnionej i nawożonej glebie deluwialnej w badaniach lizymetrycznych.* Ann.Warsaw Agricult.Univ., SGGW, Land.Reklam. 26.

PAWŁAT H., LEBIEDZIŃSKI P., KORZENIEWSKI M. 1992: *Bilans podstawowych składników pokarmowych różnie uwilgotnionej i nawożonej łąki na glebie deluwialnej. Ochrona i kształtowanie środowiska rolniczego.* Mater. konf. nauk. Wydz. MIŚ SGGW, 131–140.

PAWŁAT H. 1982: *Granice produktywności nawadnianych zbiorowisk trawiastych w warunkach zróżnicowanego nawożenia.* Rozpr. i Monogr., SGGW-AR; 1–66.

PAWŁAT H., LEBIEDZIŃSKI P., KORZENIEWSKI M. 1991: *Bilans składników pokarmowych różnie uwilgotnionej i nawożonej łąki na glebie torfowo-murszowej.* (w): *Wybrane problemy przyrodniczych podstaw melioracji i ochrony środowiska.* Mater. sympoz. nauk. Wydz. MIŚ SGGW, 36–43.

RUSZKOWSKA M., RĘBOWSKA Z., GLIŃSKI J., BARAN S., i in. 1979: *Dynamika i bilans składników pokarmowych w doświadczeniu lizymetrycznym.* Rocz. Nauk Rol. Ser.D, t. 173; 1–104.

Adres autora

P. Lebiedziński

Katedra Przyrodniczych Podstaw Melioracji SGGW

02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Leszek ŁABĘDZKI

Potrzeby wodne i redukcja plonu roślin przy ograniczonych zasobach wody do nawodnień

Abstract

Crop water demand and yeld reduction at limited irrigation water supply. Under conditions of limited water supply for irrigation, deficit irrigation is applied and full crop water requirements are not met. Water deficit affects crop growth and yield. To evaluate the effect of water supply on crop yield the relationships between crop yield and evapotranspiration should be determined.

The paper presents yield respond functions relating relative yield decrease and relative evapotranspiration deficits for five crops (winter wheat, spring barley, sugar beet, clover, grassland) cultivated in the Bydgoszcz region. The relationships were derived using multi-year lysimeter measurements.

With the presented relationships it is possible to plan, design and operate irrigation systems taking into account the effect of different water regimes on crop production.

Key words: irrigation, water shortage, crop-water relationship.

Wstęp

Woda, jako jeden z podstawowych czynników produkcji roślinnej i jako zasób przyrody podlegający ochronie, wymaga efektywnego wykorzystania w nawodnieniach. Przy nieograniczonych możliwościach dostarczania wody do nawodnień można uzyskać maksymalny plon roślin zdeterminowany lokalnymi warunkami klimatycznymi i glebowymi, agrotechniką i cechami genetycznymi odmiany. W warunkach ograniczonej ilości wody, możliwej do wykorzystania w nawodnieniach, należy liczyć się z niepełnym zaspokojeniem potrzeb wodnych roślin i redukcją plonu. Stopień reakcji plonu roślin na niedobór wody jest zróżnicowany dla różnych roślin, ich odmian i faz rozwojowych. Znajomość tych zależności ma istotne znaczenie dla planowania kolejności nawodnień w zależności od czułości roślin na niedobór wody i dla optymalnego rozdziału wody w bieżącej eksploatacji systemów nawodnień.

Związki między rozwojem i plonowaniem roślin a klimatem, wodą i glebą są złożone. Ich opisanie i skwantyfikowanie wymaga poznania i ilościowego opisu wielu procesów i czynników biologicznych, fizjologicznych, fizycznych, chemicznych i agrotechnicznych. Dla celów praktycznych planowania, projektowania i eksploatacji systemów nawodnień należy ograniczyć te czynniki do najważniejszych lub założyć, że oprócz czynnika wodnego znajdują się one w optimum. Wtedy czynnikiem decydującym o plonie

roślin jest przy określonym działaniu pozostałych czynników – woda.

Zależność między plonem roślin a ilością wody dostępnej dla roślin w okresie wegetacji może być wyznaczona przy znajomości wielkości potrzeb i niedoborów wodnych roślin oraz maksymalnego i rzeczywistego plonu. Niedobór wody, w stosunku do potrzeb wodnych roślin rozumianych jako ewapotranspiracja przy nieograniczonej dostępności wody, wpływa na wielkość ewapotranspiracji i plonu. Przy nieograniczonej dostępności wody ewapotranspiracja osiąga maksimum (*ETm*), umożliwiając uzyskanie maksymalnego plonu (*Ym*) w danych warunkach klimatycznych i glebowych i przy określonym poziomie agrotechniki. Natomiast niepełne pokrycie potrzeb wodnych roślin powoduje hamowanie wzrostu roślin i redukcję plonu. Efekt ten można opisać zależnością pomiędzy względną redukcją plonu i względnym spadkiem ewapotranspiracji w postaci:

$$(1 - Ya/Ym) = ky(1 - ETa/Etm) \qquad (1)$$

gdzie:

Ya – plon rzeczywisty,

Ym – plon maksymalny,

ETa – ewapotranspiracja rzeczywista,

Etm – ewapotranspiracja maksymalna.

ky – współczynnik reakcji plonu na niedobór wody.

Współczynnik *ky* jest wskaźnikiem wrażliwości roślin na niedobór wody i określa, ile razy większa lub mniejsza będzie względna redukcja plonu od względnego deficytu wody. Im współczynnik *ky* jest mniejszy, tym roślina jest bardziej odporna na niedobór wody.

Współczynnik *ky* ma charakter lokalny i powinien być wyznaczany empirycznie w doświadczeniach lizymetrycznych lub warunkach polowych dla szerokiego zakresu zmienności czynników klimatycznych i glebowych, reżimu wodnego i warunków agrotechnicznych. Wartości współczynnika *ky* podawane w literaturze (Doorenbos, Kassam 1979; Drupka, Kuźniar 1989; Kowalik 1989; Mosiej 1994) zostały wyznaczone w zróżnicowanych warunkach siedliskowych i stosowanie ich w innych warunkach może dawać mało wiarygodne wyniki. Z tego powodu podjęto próbę wyznaczenia wartości współczynników *ky* dla kilku roślin uprawianych w rejonie Bydgoszczy, a więc w warunkach fizyczno-geograficznych Niziny Wielkopolsko-Kujawskiej, charakteryzujących się częstymi i długotrwałymi okresami niedoboru wody w produkcji roślinnej.

Materiał empiryczny i metody

Do wyznaczenia zależności (1) i współczynników reakcji *ky* wykorzystano pomiary lizymetryczne plonów i ewapotranspiracji, prowadzone w latach 1968–1994. Pomiary były prowadzone na glebie brunatnej o składzie piasku gliniastego mocnego w lizymetrach o powierzchni 3,6 m^2 i głębokości 1 m oraz na glebie torfowo-murszowej Mt III bb w lizymetrach o powierzchni 0,2 m^2 i głębokości 1,1 m.

Współczynnik *ky* wyznaczono dla następujących roślin:

- pszenica ozima, jęczmień jary, buraki cukrowe, koniczyna czerwona 2-kośna, koniczyna, perska 3-kośna na glebie brunatnej,
- łąka 3-kośna na glebie torfowo-murszowej.

Dla użytków zielonych (łąka, koniczyna) obliczenia wykonano na sumach plonu suchej masy i ewapotranspiracji w pokosach i w całym okresie wegetacji. Okresy odrostów obejmowały miesiące:

- łąka 3-kośna
  I pokos – IV–V
  II pokos – VI–VII
  III pokos – VIII–IX
- koniczyna czerwona 2-kośna:
  I pokos – IV–10 VI
  II pokos – 11 VI–10 VIII
- koniczyna perska 3-kośna:
  I pokos – IV–10 VI
  II pokos – 11 VI–10 VII
  III pokos – 11 VII–20 VIII

Dla roślin polowych (pszenica ozima, jęczmień jary, buraki cukrowe) badano zależności między plonem końcowym a sumami ewapotranspiracji w całym okresie wegetacji i w fazach fenologicznych. Na podstawie obserwacji rozwoju roślin w poszczególnych latach wydzielono następujące fazy fenologiczne i średnie wieloletnie terminy ich występowania:

- pszenica ozima

I siew	IX
IIa wiosenne ruszenie wegetacji	27 III
IIb krzewienie	11 IV
IIc strzelanie w źdźbło	6V
IIIa kłoszenie, kwitnienie	16 VI
IIIb formowanie plonu, wypełnianie ziarna	26 VI
IV dojrzewanie	16 VII
zbiór	15 VIII

- jęczmień jary

I siew	10 IV
IIa wschody	26 IV
IIb krzewienie	11 V
IIc strzelanie w źdźbło	26 V
IIIa kłoszenie, kwitnienie	21VI
IIIb formowanie plonu, wypełnianie ziarna	1 VII
IV dojrzewanie	21 VII
zbiór	20 VIII

- buraki cukrowe

I siew	17 IV
IIa wschody	11 V
IIb 3 para liści i początek grubienia korzeni	16 VI
III żółknięcie liści	21 VII
IV dojrzewanie	1 IX
zbiór	20 X

Jako maksymalne wartości ewapotranspiracji *Etm* i plonu *Ym* w zależności (1) przyjęto maksymalne wartości zmierzone w badanym materiale empirycznym. Dla użytków zielonych jako maksymalne przyjęto wielkości na górnej granicy przedziału dostatecznego uwilgotnienia, nie powodującego nadmiernego zużycia wody.

Współczynniki *ky* wyznaczono jako współczynniki regresji metodą najmniejszych kwadratów.

Współczynniki reakcji roślin na niedobór wody

Reakcję roślin na dostępność wody można oszacować poprzez współczynnik *ky*, który uzależnia względny spadek plonu od względnego niedoboru wody w stosunku do ewapotranspiracji przy nie-

ograniczonym dostępie wody. Niedobory wody mogą występować przez cały okres wegetacji lub w poszczególnych fazach fenologicznych rozwoju roślin.

Uzyskane na podstawie pomiarów lizymetrycznych maksymalne wielkości plonów i ewapotranspiracji, wartości współczynników *ky* oraz statystyczne oceny zależności (1) (wskaźnik korelacji R^2, standardowy błąd oceny) zestawiono w tabelach 1–5. Wielkości te podane są

TABELA 1. Współczynniki *ky* reakcji roślin na niedobór wody dla pszenicy ozimej

Faza	*Ym*	Etm	*ky*	R^2	*N*	*SEE*
IIa		19	0,55	0,474	24	0,297
IIb		65	0,90	0,625	24	0,251
IIc		265	1,12	0,643	24	0,244
IIIa		75	0,85	0,671	24	0,235
IIIb		184	0,61	0,728	24	0,214
IV		105	0,46	0,602	24	0,258
Okres wegetacji	7,2	531	1,48	0,768	47	0,214

Ym – plon maksymalny ($t \cdot ha^{-1}$),
Etm – ewapotranspiracja maksymalna (mm),
R – współczynnik korelacji dla zależności (1),
N – liczebność próby,
SEE – standardowy błąd oceny dla zależności (1)

TABELA 2. Współczynniki *ky* reakcji roślin na niedobór wody dla jęczmienia jarego

Faza	*Ym*	*Etm*	*ky*	R^2	*N*	*SEE*
I		23	0,44	0,742	24	0,195
IIa		30	0,58	0,585	24	0,248
IIb		95	0,65	0,794	24	0,175
IIc		168	1,01	0,656	24	0,225
IIIa		88	0,79	0,819	24	0,164
IIIb		135	0,70	0,851	24	0,148
IV		88	0,48	0,838	24	0,155
Okes wegetacji	5,3	454	1,30	0,834	48	0,159

Oznaczenia jak w tab.1.

TABELA 3. Współczynniki *ky* reakcji roślin na niedobór wody dla buraków cukrowych

Faza	*Ym*	*Etm*	*ky*	R^2	*N*	*SEE*
I		39	0,65	0,673	24	0,234
IIa		87	0,99	0,785	24	0,190
IIb		183	0,96	0,870	24	0,148
III		264	0,97	0,867	24	0,149
IV		114	0,86	0,560	24	0,272
Okres wegetacji	60	616	1,07	0,824	48	0,174

Oznaczenia jak w tab.1.

TABELA 4. Współczynniki *ky* reakcji roślin na niedobór wody dla koniczyny

Pokos	*Ym**	*Etm*	*ky*	R^2	*N*	*SEE*
I	6,3	179	0,95	0,662	10	0,205
II	6,1	274	0,68	0,616	10	0,198
Okres weget.	12,0	427	0,82	0,365	10	0,242
I	3,6	171	0,52	0,433	8	0,190
II	4,6	190	0,93	0,909	8	0,138
III	3,7	192	0,88	0,900	8	0,187
Okres weget.	10,7	495	0,83	0,832	8	0,145

*Ym – plon suchej masy, pozostałe oznaczenia jak w tab.1.

TABELA 5. Współczynniki *ky* reakcji roślin na niedobór wody dla łąki 3-kośnej

Pokos	*Ym**	*Etm*	*ky*	R^2	*N*	*SEE*
I	5,6	196	1,08	0,683	59	0,243
II	5,0	299	1,10	0,782	78	0,206
III	3,7	222	1,17	0,640	61	0,270
Okres weg.	14,1	716	1,12	0,837	77	0,156

Oznaczenia jak w tab.4.

dla całych okresów wegetacji, faz fenologicznych oraz dla pokosów.

Zaobserwowane maksymalne wielkości plonów badanych roślin mieszczą się w zakresach wysokich i bardzo wysokich plonów podawanych przez Drupkę (1986) oraz Drupkę i Kuźniara (1989) dla warunków krajowych. Przyjęte do obliczeń wielkości *Etm* odpowiadały plonom równym lub bliskim plonowi maksymalnemu *Ym*.

Uzyskano wysokie wskaźniki korelacji R^2 zależności względnej redukcji plonu od względnej redukcji ewapotranspiracji. Wskazuje to, że zmienność redukcji plonu w poszczególnych latach była w dużym stopniu (w 60–90%) spowodowana zmiennością ograniczenia ewapotranspiracji w stosunku do *Etm*.

Analizując uzyskane dane, można wyróżnić trzy grupy roślin ze względu na redukcję plonu w wyniku niedoboru wody równomiernie rozłożonego w całym okresie wegetacji. Grupa 1, dla której redukcja plonu jest proporcjonalnie większa od wzrostu deficytu wody ($ky > 1$), obejmuje pszenicę ozimą, jęczmień jary i łąkę. Dla grupy 2, do której można zaliczyć buraki cukrowe, względna redukcja plonu jest taka sama jak redukcja ewapotranspiracji ($ky \approx 1$). Z badanych roślin jedynie koniczynę można zaliczyć do grupy 3, która wykazuje proporcjonalnie mniejszą redukcję plonu w stosunku do deficytu wody ($ky < 1$).

W poszczególnych fazach fenologicznych reakcja roślin na niedobór wody jest zróżnicowana. Dla pszenicy ozimej najwyższe współczynniki *ky* uzyskano w fazie krzewienia, poprzez fazę strzelanie w źdźbło, do początku fazy wypełniania ziarna; dla jęczmienia jarego od fazy strzelania w źdźbło do okresu dojrzewania. Dla buraków cukrowych współczynnik *ky* jest wyrównany i bliski wartości 1 od wschodów do początku okresu dojrzewania. Ze względu na małą liczbę danych pomiarowych dla koniczyny, pomimo wysokich wskaźników korelacji, uzyskane wyniki mogą być nie w pełni miarodajne. Można jednak stwierdzić, że w poszczególnych pokosach redukcja plonu jest proporcjonalnie mniejsza od wzrostu deficytu wody. Natomiast w poszczególnych pokosach łąki 3-kośnej redukcja plonu jest proporcjonalnie większa od wzrostu deficytu wody. Współczynniki *ky* są w miarę wyrównane w pokosach, jednak z wyraźną tendencją wzrostową w kolejnych pokosach. Wyniki te znajdują potwierdzenie we wnioskach pracy Łabędzkiego i Kasperskiej (1994), gdzie stwierdzono największą redukcję plonu w trzecim pokosie w wyniku spadku wilgotności gleby poniżej krytycznej.

Przedstawione w pracy współczynniki *ky* są wyższe dla zbóż od podawanych przez Doorenbosa i Kassama (1979) oraz Drupkę i Kuźniara (1989) zarówno dla całego okresu wegetacji, jak i w poszczególnych fazach rozwojowych. Stopień redukcji plonu badanych zbóż stwierdzony w warunkach pomiarów lizymetrycznych w rejonie Bydgoszczy jest większy niż podawany i zalecany przez tych autorów. Zbliżone współczynniki *ky* uzyskano natomiast dla buraków cukrowych. Dla łąki 3-kośnej uzyskano wyższe współczynniki *ky* od tych, które uzyskał Mosiej (1994) na podstawie 6-letnich badań w płytkich 30-centymetrowych lizy-

metrach. Prezentowane obecnie współczynniki *ky* są wyższe od 1 z najwyższą wartością w trzecim pokosie, podczas gdy Mosiej (1994) uzyskał współczynniki *ky* mniejsze od 1 i tendencję malejącą w kolejnych pokosach. Rozbieżności te powinna zweryfikować analiza pomiarów lizymetrycznych i polowych prowadzonych w innych warunkach klimatycznych i glebowo-wodnych.

Fazy rozwoju roślin, w których stwierdzono najwyższe współczynniki *ky*, pokrywają się z fazami zwiększonych potrzeb wodnych roślin i wzmożonego pobierania przez rośliny składników pokarmowych z gleby. Są to fazy intensywnego rozwoju roślin, intensywnego przyrastania nadziemnych lub podziemnych części albo tworzenia ziarna. Fazy te wyznaczają optymalne okresy nawodnień, w których niedobór wody powoduje największe straty w plonach.

Zastosowanie współczynników reakcji roślin na niedobór wody

Zastosowanie współczynników reakcji roślin na niedobór wody w gospodarowaniu wodą w systemach melioracyjnych umożliwia ocenę zapotrzebowania wody do nawodnień i ilości wody zużytej dla założonego plonu roślin i założonej produkcji rolniczej na danym obszarze.

W warunkach ograniczonych zasobów wody możliwych do wykorzystania w nawodnieniach, przy stosowaniu nawodnień deficytowych (niedonawadniania), współczynnik *ky* umożliwia ocenę prawdopodobnych strat w plonach lub prowadzenie optymalnego rozdziału wody dla zmniejszenia strat w plonach. W zależności od tego, czy ograniczenie zasobów wody powodujące niedobór wody dla roślin występuje równomiernie przez cały okres wegetacji czy też wystepuje tylko okresowo w poszczególnych fazach rozwojowych roślin niedobory wody odnosi się do potrzeb wodnych (*Etm*) w całym okresie wegetacji lub w danej fazie.

Współczynniki reakcji *ky* dla całego okresu wegetacji mają duże znaczenie przy planowaniu produkcji roślinnej na obszarach, gdzie wymagane są nawodnienia i gdzie należy liczyć się z niedostateczną ilością wody potrzebną do zaspokojenia pełnych potrzeb wodnych roślin. Na przykład w rejonie Bydgoszczy, przy danym deficycie wody rozłożonym równomiernie przez cały okres wegetacji, spadek plonu pszenicy ozimej będzie większy od spadku plonu buraków cukrowych. Dlatego, gdy celem nawodnień jest uzyskanie maksymalnego plonu, w pierwszej kolejności woda powinna być dostarczana na pola pszenicy ozimej.

Zróżnicowana czułość roślin na niedobór wody w różnych fazach fenologicznych może być wykorzystywana w bieżącej eksploatacji systemów nawodnień. Konfrontując potrzeby wodne roślin uprawianych na danym obszarze z możliwościami ich zaspokojenia przez dostępne zasoby wodne, można tak zaplanować rozdział wody, aby w pełni zaspokoić potrzeby wodne tych roślin, które znajdują się w fazach o największej wrażliwości na niedobór wody (najwyższy współczynnik *ky*).

Obecnie, kiedy celem gospodarowania wodą w systemach nawodnień nie jest maksymalizacja plonu, ale uzyskanie założonego plonu przy efektywnym wykorzystaniu wody, przedstawione zależności i wskaźniki umożliwiają ocenę potrzeb wodnych, a w konsekwencji potrzeb nawodnień roślin dla planowanej redukcji plonu w stosunku do plonu maksymalnego możliwego do uzyskania w danych warunkach klimatycznych, glebowych i agrotechnicznych. Ocenę taką można przeprowadzić zarówno dla całego okresu wegetacji, jak i w poszczególnych fazach rozwojowych. Przekształcając równanie (1), można wyznaczyć potrzeby wodne roślin *ETa* dla założonej redukcji plonu *Re*:

$$ETa = \mathrm{Etm}(1 - Re/ky) \qquad (2)$$

gdzie $Re = 1 - Ya/Ym$.

W tabeli 6 podane są przykładowo zredukowane sumaryczne potrzeby wodne w okresie wegetacji badanych roślin dla założonej 20% redukcji plonu.

TABELA 6. Zredukowane potrzeby wodne *Eta* w okresie wegetacji dla 20% redukcji plonu

Roślina	*Ym*	Ya	*Etm*	*Eta*
Pszenica ozima	7,2	5,8	531	459
Jęczmień jary	5,3	4,2	454	384
Buraki cukrowe	60,0	48,0	616	501
Koniczyna czerwona	12,0*	9,6*	427	323
Koniczyna perska	10,7*	8,6*	495	376
Łąka 3-kośna	14,1*	11,3*	716	588

Ym – plon maksymalny ($t \cdot ha^{-1}$)
Ya – plon rzeczywisty ($t \cdot ha^{-1}$)
Etm – ewapotranspiracja maksymalna (mm)
ETa – ewapotranspiracja rzeczywista (mm)
* – plon suchej masy

Podsumowanie

Ważnym składnikiem oceny możliwości produkcji roślinnej w warunkach nawadniania jest rozkład czasowy i przestrzenny potrzeb wodnych roślin i możliwości ich zaspokojenia, czyli dostępnych zasobów wodnych. Kiedy ilość tych zasobów jest wystarczająca do pełnego pokrycia tych potrzeb, można osiągnąć maksymalny plon uwarunkowany innymi czynnikami (klimatycznymi, glebowymi, genetycznymi, agrotechnicznymi). Przy ograniczonych zasobach wody należy liczyć się z niepełnym pokryciem potrzeb wodnych roślin i spadkiem plonu. Stopień reakcji roślin na niedobór wody i wielkość redukcji plonu spowodowaną tym niedoborem można ocenić przy użyciu przedstawionych w pracy współczynników *ky*, określonych dla kilku upraw na podstawie wieloletnich pomiarów lizymetrycznych w regionie Niziny Wielkopolsko-Kujawskiej.

Zależności plonowania roślin od stopnia zaspokojenia ich potrzeb wodnych umożliwiają planowanie, projektowanie i eksploatację systemów nawodnień, mające na celu optymalny rozdział wody dla efektywnego jej wykorzystania i uzyskania założonego plonu.

Literatura

DOORENBOS J., KASSAM A.H. 1979: *Yield response to water.* FAO Irrigation and Drainage Paper 33, FAO, Rome.

DRUPKA S. 1986: *Nawodnienia deszczowniane i kroplowe.* (w): *Podstawy melioracji rolnych,* red. P. Prochal, PWRiL Warszawa, t.1; 449–616.

DRUPKA S., KUŹNIAR A. 1989: *Zależność plonu od ewapotranspiracji rzeczywistej przy*

niepełnym pokryciu niedoborów wody glebowej w warunkach ograniczonych zasobów wody do nawodnień. Załącznik do Instrukcji Wyznaczania Potrzeb i Niedoborów Wodnych Roślin Uprawnych i Użytków Zielonych, IMUZ Falenty.

KOWALIK P. 1989: *Relacja między zaopatrzeniem w wodę a plonem roślin.* (w): *Potrzeby wodne roślin uprawnych*, red. J. Dzieżyc, PWN, Warszawa; 36–49.

ŁABĘDZKI L., KASPERSKA W. 1994: *Ewapotranspiracja i plonowanie użytków zielonych w warunkach suszy atmosferycznej i glebowej.* Mat. XXV Zjazdu Agrometeorologów, Olsztyn-Mierki 27–29 IX 1994; 99–107.

MOSIEJ J. 1994: *The relationship between relative grassland yield decrease and evapotranspiration deficit.* Proc. 17th European Regional Conf. ICID, Varna; 163–172.

Adres autora

L. Łabędzki

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych,

Oddział w Bydgoszczy

85–093 Bydgoszcz, al. Ossolińskich 12

Bonifacy ŁYKOWSKI, Tomasz ROZBICKI

Zależności między parowaniem z ewaporometru Pan a warunkami meteorologicznymi

Abstract

Relations between pan evaporation and meteorological conditions. Measurements of evaporation, using pan evaporimeter, bring out various difficulties. For this reason empirical formulas are of great practical use, allowing to calculate evaporation from pan evaporimeter, basing on meteorological elements. Such formulas can be prepared for selected climatic conditions, using the regression analysis method, and the applicability of the existing formulas used to calculate evaporation under given conditions can be tested. Regression equations were presented in this work, allowing to calculate evaporation from pan evaporimeter basing on the standard meteorological measurement, as well as regression equations in a case when air temperature is introduced as a substitution parameter instead of solar radiation, or the values of potential evapotranspiration calculated using the Penman formula are the independent variable in the equation.

Key words: evaporation, pan evaporimeter.

Wstęp

Ewaporometr pan Class A jest od wielu lat używany w skali światowej do pomiarów parowania z wolnej powierzchni wody. W Polsce i w innych byłych krajach socjalistycznych ewaporometr pan był mało rozpowszechniony, gdyż preferowano metody radzieckie wyznaczania parowania i ewapotranspiracji. Wychodząc z założenia, że istnieje związek między parowaniem z wolnej powierzchni wody i ewapotranspiracją, Doorenbos i Pruitt (1977) proponują zastosować ewaporometr pan z odpowiednimi współczynnikami (jako jedną z metod wzorcowych) do wyznaczania ewapotranspiracji potencjalnej w celu oceny zapotrzebowania roślin na wodę do nawodnień. Należy zwrócić uwagę na to, że związek między parowaniem z ewaporometru pan *Ep* i ewapotranspiracją *ETp* jest złożony. Jak podaje Penman (1956), stosunek wartości ewapotranspiracji niskiego, nawadnianego podsiąkowo trawnika do parowania z wolnej powierzchni wody w SE Anglii wynosi w miesiącach V–VIII 0,8, a w miesiącach wiosennych (III, IV) i jesiennych (IX, X) wynosi 0,7, a zimą (XI–II) 0,6. Bardzo zbliżone wyniki dla okresu IV–IX uzyskali Łykowski i Pawłat (1990). W tym wypadku porównano ewapotranspirację trawnika nawadnianego podsiąkowo z ewapotranspiracją obliczoną wzorem Penmana w modyfikacji van Bavela (1966).

Postać równań regeresji opisujących związek między parowaniem z ewaporometru pan i warunkami meteorologicznymi oraz ewapotranspiracją potencjalną obliczoną wzorem Penmana jest różna w różnych warunkach klimatycznych (Cahoon, Costello, Ferguson 1991).

Należy także zaznaczyć, że poszczególne elementy meteorologiczne są ze sobą skorelowane w różnym stopniu, zależnie od warunków klimatycznych. Dlatego konieczne są badania szczegółowe nad związkami zachodzącymi między parowaniem z ewaporometru pan a warunkami meteorologicznymi w skali regionalnej. Umożliwi to zarówno łatwe uzyskanie informacji o wielkości parowania dla większej ilości punktów na podstawie pomiarów meteorologicznych standardowych (w skali lokalnej), a także pozwoli na uproszczenie równań regresji, tak ażeby obliczenia parowania można było wykonywać posługując się danymi meteorologicznymi łatwiej dostępnymi (np. zamiast trudno dostępnych danych o promieniowaniu słonecznym, wprowadzić do równania temperaturę powietrza). Wyżej omówione zagadnienia były przedmiotem opracowań, których wyniki zostały zamieszczone w niniejszej pracy. Badania te dotyczą warunków klimatycznych środkowej części Polski. Dane potrzebne do obliczeń pochodzą ze stacji meteorologicznej Warszawa-Ursynów, położonej w terenie płaskim, otwartym, z rzadką zabudową niską.

Materiał i metody

Stacja meteorologiczna SGGW Warszawa-Ursynów (52°09'N, 21°04'E, 102,6 m n.p.m.), na której jest zainstalowany ewaporometr pan, jest położona w terenie otwartym, płaskim, o rzadkiej zabudowie mieszkaniowej niskiej. Odległość zwartego osiedla mieszkaniowego Ursynów (o zróżnicowanej wysokości) od stacji meteorologicznej wynosi 500 m w kierunku SE i 900 m w kierunku S. W pozostałych sektorach stron świata zabudowa mieszkaniowa jest położona w odległości ponad 2 km od stacji meteorologicznej. Można przyjąć, iż z punktu widzenia badania związków między parowaniem z ewaporometru pan a warunkami meteorologicznymi uzyskane wyniki są reprezentatywne dla środkowej części Polski.

Na stacji meteorologicznej SGGW w Warszawie-Ursynowie w kwietniu 1991 r., zainstalowano ewaporometr pan Class A o średnicy 1,2 m, głębokości 0,25 m. Pomiary parowania wykonywane są tylko w półroczu ciepłym, od 1 IV do 15 X, w terminach 6.00, 12.00, 18.00 GMT. W pozostałej części roku pomiary są niemożliwe ze względu na występującą ujemną temperaturę. Przy instalacji zestawu przyrządów kierowano się oficjalną instrukcją National Weather Service (1989). Wartości opadu atmosferycznego pochodzą z deszczomierza zainstalowanego według standardu WMO; powierzchnia wlotowa na poziomie 0 m. Z danych pomiarowych parowania usunięto wartości powyżej 9,5 mm, gdyż w warunkach klimatycznych Polski są one zbyt wysokie i można je uznać za błędne. Pomiary temperatury i wilgotności powietrza wykonywane są w klatce meteorologicznej standardowej (2 m n.p.g.), prędkość wiatru anemometrem czaszowym

rejestrującym, a promieniowanie słoneczne całkowite solarygrafem typu Molla-Gorczyńskiego.

Obliczenia związków między dobową wielkością parowania z ewaporometru pan (Ep) a warunkami meteorologicznymi wykonano w trzech wersjach. W wersji I wprowadzono do obliczeń jako zmienne niezależne: sumy dobowe promieniowania słonecznego całkowitego oraz średnie dobowe wartości temperatury powietrza, niedosytu wilgotności powietrza i prędkości wiatru. Ten ostatni element meteorologiczny wprowadzono do obliczeń bez transformacji danych oraz z transformacją pierwiastkową i logarytmiczną. Następnie, posługując się metodą analizy regresji wielokrotnej krokowej (Draper, Smith 1973), uzyskano modele równań oraz współczynniki regresji dla tych zmiennych niezależnych (parametrów meteorologicznych), które weszły do równania na poziomie istotności 5% (tab. 1). Ze względu na znaczne zróżnicowanie warunków meteorologicznych występujących w poszczególnych miesiącach od kwietnia do września (charakterystyczne dla klimatu Polski) równania regresji obliczono oddzielnie dla każdego miesiąca, a także dla całego okresu IV–IX.

W wersji II w modelach równań zamieszczonych w tabeli 1 wprowadzono zmianę mającą na celu sprawdzenie, jak zmieni się jakość modelu równania po usunięciu spośród zmiennych niezależnych promieniowania słonecznego i zastąpieniu go temperaturą powietrza. Wartości temperatury są znacznie łatwiej dostępne, gdyż pomiar ten wchodzi do podstawowego standardu pomiarowego na wszystkich stacjach meteorologicznych. Jeżeli w modelu równania (tab. 1) występowało zarówno promieniowanie słoneczne, jak też temperatura powietrza przy obliczaniu współczynników regresji usuwano z równania parametr promieniowania słonecznego. Ostateczne postacie równań uzyskane w wersji II zawiera tabela 2.

W wersji III obliczenia *Ep* wykonano posługując się równaniem regresji prostoliniowej, a zmienną niezależną jest ewapotranspiracja potencjalna *ETp* obliczona równaniem Penmana w postaci przedstawionej przez Doorenbosa i Pruitta (1977). Uzyskane wyniki zestawiono w tabeli 3.

Wyniki

W tabeli 1 zamieszczono równania regresji opisujące związek dobowych wartości parowania z ewaporometru pan a elementami meteorologicznymi w warunkach klimatycznych Polski. Z równań regresji zamieszczonych w tej tabeli wynika, że zaznacza się wyraźnie sezonowość w charakterze zależności parowania z ewaporometru pan od warunków meteorologicznych. Najbardziej złożona forma równania dotyczyła lipca, najprostsza kwietnia. We wszystkich miesiącach, jak wynika z równania, występuje niedosyt wilgotności powietrza, w miesiącach od V–VIII promieniowanie słoneczne.

Złożoną rolę w parowaniu z ewaporometru pan odgrywa wiatr. Wprawdzie element ten wchodzi do wszystkich równań (oprócz kwietnia), ale przeważnie w

TABELA 1. Zależność parowania z ewaporometru pan od warunków meteorologicznych.

Miesiąc	Postać równania	R^2	y_p (mm)	SD (mm)	CV (%)	SE (mm)	n
IV	$y = 0{,}6976 + 0{,}3397x_2$	0,38	1,89	1,04	34	0,83	28
V	$y = -1{,}544151 + 0{,}22456x_2 + 0{,}001597x_3 + 1{,}13806 \lg x_4$	0,58	3,59	1,90	39	1,40	65
VI	$y = -1{,}6275 + 0{,}2076x_2 + 0{,}001276x_3 + 0{,}7125x_4$	0,56	3,83	2,03	40	1,37	88
VII	$y = -3{,}1267 + 0{,}2016x_1 + 0{,}1911x_2 + 0{,}000729x_3 + 1{,}0274 \lg x_4$	0,54	4,26	1,98	34	1,37	87
VIII	$y = 0{,}1983 + 0{,}2128x_2 + 0{,}000883x_3 + 0{,}9368 \lg x_4$	0,73	3,96	1,53	33	0,80	89
IX	$y = 0{,}0634 + 0{,}1982x_2 + 0{,}7666x_4$	0,33	2,12	1,09	29	0,91	54
IV–IX	$y = -1{,}2662 + 0{,}0669x_1 + 0{,}1802x_2 + 0{,}00109x_3 + 1{,}0457 \lg x_4$	0,62	3,30	1,90	39	1,17	410

x_1 – temperatura powietrza (°C), x_2 – niedosyt wilgotności powietrza (hPa), x_3 – promieniowanie słoneczne całkowite (MJ · m^{-2} · 10^{-2}), x_4 – prędkość wiatru (m/s), R^2 – współczynnik determinacji (wszystkie wartości przekroczyły poziom istotności 1 %), SD – średnie wartości parowania zmierzonego ewaporometrem pan i odchylenia standardowe, y_p, y – parowanie z ewaporometru pan obliczone za pomocą równań regresji, CV – wskaźnik zmienności y, SE – błąd równania regresji, n – liczba danych.

TABELA 2. Zależność parowania z ewaporometru pan od warunków meteorologicznych bez uwzględnienia promieniowania słonecznego, Warszawa-Ursynów 1991–1993

Miesiąc	Postać równania	R^2	CV (%)	SE (mm)
IV	$y = 0{,}6976 + 0{,}3397x_2$	0,62	34	0,83
V	$y = -0{,}8269 + 0{,}11037x_1 + 0{,}3207x_2 + 1{,}5359 \lg x_4$	0,66	34	1,42
VI	$y = 0{,}2883 - 0{,}0483x_1 + 0{,}4331x_2 + 0{,}6589x_4$	0,71	38	1,46
VII	$y = -2{,}4175 + 0{,}2125x_1 + 0{,}2680x_2 + 0{,}9881 \lg x_4$	0,72	33	1,40
VIII	$y = 1{,}5283 - 0{,}0067x_1 + 0{,}2584x_2 + 0{,}7598 \lg x_4$	0,83	40	0,87
IX	$y = 0{,}0634 + 0{,}1982x_2 + 0{,}7666x_4$	0,57	29	0,91
IV–IX	$y = 0{,}0219 + 0{,}0586x_1 + 0{,}2965x_2 + 1{,}0777 \lg x_4$	0,73	39	1,30

Objaśnienia jak w tabeli 1.

TABELA 3. Zależność między parowaniem z ewaporometru pan i ewapotranspiracją obliczoną wzorem Penmana. Warszawa-Ursynów 1991–1993

Miesiąc	Postać równania	R^2	CV (%)	SE (mm)
IV	$y = -0{,}5690 + 1{,}2764x_5$	0,69	38	0,76
V	$y = -1{,}6106 + 1{,}6457x_5$	0,73	38	1,44
VI	$y = -1{,}36614 + 1{,}54419x_5$	0,76	39	1,37
VII	$y = -1{,}608 + 1{,}3080x_5$	0,68	32	1,45
VIII	$y = -0{,}6024 + 1{,}3933x_5$	0,78	30	0,96
IX	$y = 0{,}4533 + 1{,}0078x_5$	0,49	25	0,96
IV–IX	$y = -0{,}2734 + 1{,}2031x_5$	0,76	40	1,24

x_5 – *Etp* obliczone wzorem Penmana (mm).
Wszystkie współczynniki determinacji osiągnęły poziom istotności powyżej 1%.

różnej transformacji. Na uwagę zasługują także stosunkowo wysokie współczynniki determinacji (R^2), chociaż są one wyraźnie zróżnicowane w poszczególnych miesiącach. Błędy równań regresji (SE) są stosunkowo niskie, jeżeli wziąć pod uwagę znaczną zmienność dobowych wartości parowania przekraczającą 50 %, w przypadku wartości zmierzonych ewaporometrem pan, i 30 % w przypadku wartości obliczonych wzorami. Znaczna zmienność elementów meteorologicznych jest charakterystyczna dla klimatu Polski.

W tabeli 2 zamieszczone zostały równania regresji dla okresów, jak w tabeli 1, ale wartości promieniowania słonecznego zostały zastąpione w maju, czerwcu i sierpniu temperaturą powietrza, a w lipcu, gdy temperatura powietrza i promieniowanie słoneczne wchodzą do równania regresji w wersji I, parametr promieniowanie słoneczne (x_3) został usunięty. Współczynniki determinacji zmniejszyły się znacznie jedynie dla maja (z 0,61 do 0,32) i okresu IV–IX (z 0,62 na 0,54). W przypadku więc, gdy można zrezygnować z większej dokładności obliczeń *Ep*, można dokonywać tych obliczeń, posługując się temperaturą powietrza, gdyż dane te są znacznie łatwiej dostępne aniżeli dane o promieniowaniu słonecznym.

W tabeli 3 przedstawione zostało porównanie *Ep* z ewapotranspiracją *ETp* obliczoną wzorem Penmana. Pomimo stosunkowo znacznej złożoności wzoru Penmana, w warunkach klimatycznych Polski lepsze wyniki obliczeń *Ep* uzyskuje się na podstawie metody I, zwłaszcza w niektórych miesiącach (VIII, IX). Równania dla kwietnia być może nie są w pełni reprezentatywne ze względu na mniejszą ilość danych.

Wnioski

W warunkach klimatycznych Polski najlepsze rezultaty obliczeń dobowych wartości parowania z ewaporometru pan dają równania regresji opisujące związki między *Ep* a elementami meteorologicznymi. Celowe jest posługiwanie się równaniami obliczonymi oddzielnie dla poszczególnych miesięcy okresu roku bez mrozu (IV–IX).

Możliwe jest posługiwanie się równaniami regresji, w których zamiast pro-

mieniowania słonecznego, parametr energetyczny środowiska wyraża się temperaturą powietrza z pomiarów standardowych (2 m n.p.g.). Wartości temperatury jest znacznie łatwiej uzyskać aniżeli promieniowanie słoneczne, co zapewnia możliwość dokonania obliczeń parowania w znacznie większej liczbie punktów. Pozwala to na lepsze uwzględnienie lokalnych warunków klimatycznych.

Porównanie wyników obliczeń parowania za pomocą równań w wersji I z wartościami obliczonymi wzorem Penmana wskazuje na to, że w warunkach klimatycznych Polski wartości parowania obliczone wzorem Penmana z zadowalającą dokładnością są porównywalne z wartościami *Ep* obliczonymi za pomocą równań w wersji I i II.

Uwzględniając fakt występowania znacznej zmienności warunków meteorologicznych w Polsce, uzyskane w niniejszej pracy wyniki obliczeń *Ep* kilkoma metodami należy uznać za dobre. Potwierdzają one także, że wzór Penmana daje dobre rezultaty przy obliczaniu parowania w różnych warunkach klimatycznych.

Literatura

CAHOON J.E., COSTELLO T.A., FERGUSON J.A., 1991: *Estimating pan evaporation using limited meteorological observations.* Agric. For. Meteorol., 55; 191–212.

DOORENBOS J., PRUITT W.O., 1977: *Guidelines for predicting crop water requirements.* Irrig. and Drain., paper 24; FAO Rome; 144 pp.

DRAPER N., SMITH H., 1981: *Applied Regression Analysis* (second edition). New York, Wiley; 460 pp.

ŁYKOWSKI B. PAWŁAT H., 1991: *Relationship between evapotranspiration calculated by the van Bavel's formula and measured in lysimeters. Zależność między ewapotranspiracją obliczoną wzorem van Bavela i zmierzoną za pomocą lizymetrów.* Warsaw Agic. Univ. ; 54–60.

*National Weather Service,*1989. Cooperative station observations, Handbook 2.

PENMAN H.L., 1956. *Evaporation an introductory survey.* J. Agic. Sci. vol. 4; 1.

Van BAVEL C.H.M. 1966: *Potential evaporation: the combination concept and its experimental verification.* Water Resour. Res. vol. 2; 3.

Adres autorów
B. Łykowski, T. Rozbicki
Katedra Rekultywacji Środowiska
Przyrodniczego SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Józef SASIK

Parowanie ze stawu rybnego w okolicach Milicza

Abstract

Evaporation from a fish pond situated near Milicz. The results of the researches, whith tend towards determining the evaporation from a fish pond, carp type are presented in this paper. The investigations were carried out in 1981–1994 (summer half-year), on the object of the surface of 13,4 ha and average depth 0 ,9 m, situated in the river Barycz basin near Milicz. There were following methods used: the water balance and evaporometrical (evaporimeter GGI-3000 – land).

Key words: evaporation, hydrology, water management.

Wstęp

Zmniejszające się zasoby wodne zlewni (pod względem ilościowym i jakościowym) zmuszają poszczególnych użytkowników do coraz dokładniejszego obliczania swojego zapotrzebowania. Jednym z takich użytkowników są gospodarstwa rybackie, zlokalizowane z reguły w niewielkich zlewniach rolniczych. Największe zapotrzebowanie na wodę, dla kompleksów stawowych, występuje w okresie wczesnowiosennym (zalew stawów towarowych i kroczkowych). W okresie tym gospodarstwa stawowe nie są konkurencyjne dla rolnictwa, ponieważ na użytkach rolnych poziom wody jest wysoki i wymagają one odwodnienia. Jednocześnie w ciekach występują znaczne przepływy i stawy rybne, które przyczyniają się do zmniejszenia fali powodziowej. Największe zapotrzebowanie na wodę do pokrycia parowania ze stawów rybnych występuje w okresie od maja do września, kiedy w ciekach zasilających występują z reguły przepływy niżówkowe, a grunty orne wymagają nawodnień. Istnieje wówczas konieczność podjęcia decyzji, któremu z użytkowników ją dostarczyć, a o wyborze powinny decydować względy ekonomiczne.

Wielkość parowania z wolnego zwierciadła wody można oszacować jedną z pięciu metod: dyfuzji turbulencyjnej pary wodnej, bilansu cieplnego, bilansu wodnego, pomierzyć za pomocą różnego typu ewaporometrów lub obliczyć za pomocą wzorów empirycznych. O złożoności lub niedocenianiu tego procesu, w odniesieniu do małych zbiorników wodnych (pod względem powierzchni i ich głębokości), świadczy fakt, że dotychczas zainteresownie tym problemem było w naszym kraju niewielkie i ograniczało się do kilku obiektów badawczych (Szymański 1961; Drabiński 1991; Kosturkiewicz i in. 1992; Sasik 1992).

W niniejszym opracowaniu podjęto próbę określenia wielkości parowania z wolnej powierzchni wody stawu rybnego metodą bilansu wodnego oraz ewaporometryczną. Na podstawie tych pomiarów przeanalizowano możliwość wykorzystania pomiarów ewaporometrycznych (GGI-3000 zainstalowanym na stacji brzegowej) do określania parowania ze stawów rybnych typu karpiowego.

Metodyka i zakres badań

W ramach programów badawczych PR-4, RR-II-20 oraz projektu badawczego KBN nr 5 0187 91 01 prowadzono w zlewni Baryczy pomiary parowania z wolnego zwierciadła wody stawu rybnego. Badania terenowe przeprowadzono w latach 1981–1994 (półrocze letnie) na terenie stawu Staś Górny, położonym w środku największego w Polsce kompleksu stawów rybnych o powierzchni 1650 ha – Stawno koło Milicza, województwo wrocławskie. Jest to staw typu karpiowego (narybkowo-kroczkowy), o powierzchni zalewu 13,4 ha i średniej głębokości ok. 0,9 m, roślinność wynurzona zajmuje powierzchnię nie większą niż 2%. Do określania parowania z wolnego zwierciadła wody zastosowano metodę bilansu wodnego oraz ewaporometryczną.

Metoda bilansu wodnego, pozornie prosta, nie znalazła szerszego zastosowania w praktyce. Równanie dla zbiornika wodnego - jezioro, staw, itp. ma postać:

$$E_b + S_P + H = Q + P - (h_2 - h_1) \qquad (1)$$

gdzie: E_b – parowanie z wolnego zwierciadła wody (mm); S_P – suma przesiąków w stawach rybnych: przez groble stawowe, dno i przecieki przez zamknięcia budowli wodnych (mm); H – odpływ powierzchniowy i podziemny (mm); Q – dopływ powierzchniowy i podziemny (mm); P – opad atmosferyczny (mm); h_1 h_2 – stan wody na początku i na końcu okresu bilansowego (mm).

Największe trudności w tej metodzie stwarza prawidłowe określenie dopływu i odpływu, szczególnie podpowierzchniowego. W warunkach doświadczenia przyjęto hipotezę, że przy podobnych rzędnych piętrzenia w stawie Staś Górny i otaczających go stawach, zwięzłym dnie pokrytym dodatkowo grubą warstwą namułu (średnio ok. 20 – 25 cm) dopływ oraz odpływ podpowierzchniowy jest niewielki (bliski zeru) i można je pominąć. Słuszność powyższej hipotezy potwierdziły pomiary filtracji przez dno stawowe, wykonane infiltrometrem, oraz obserwacje stanów wody w okresie nocnym, kiedy wilgotność powietrza wynosiła ok. 100%, a nad lustrem wody występowała cisza (prędkość wiatru ok. 0,0 m s^{-1}).

O wyborze metody zadecydowała również znaczna zmienność temperatury wody na powierzchni stawu, co w znacznym stopniu ograniczało zastosowanie innych metod badawczych. Dla przyjętych założeń równanie (1), w okresach kiedy nie było dopływu oraz dopływu powierzchniowego oraz sąsiadujące stawy były wypełnione wodą, ma postać:

$$E_b = P - (h_2 - h_1) \qquad (2)$$

Podstawiając do równania zmiany poziomów wody w stawie oraz wielkość opadu obliczono wielkość parowania z wolnego zwierciadła wody. Do pomiarów stanów wody w stawie zainstalowano łaty wodowskazowe oraz limnigrafy. Opad mierzono deszczomierzem GGI-3000 oraz deszczomierzami Hellmanna, które zainstalowano na wysokości: 2,0 m, 1,0 m (standardowy) i 0,0 m (jamowy). Ponieważ pomierzone sumy opadów różniły się znacznie, dlatego po analizie przyjęto wielkość opadu pomierzoną deszczomierzem GGI-3000, którego wartości były najbardziej zbliżone do wartości zmierzonych deszczomierzem jamowym.

Na obszarze stawu została utworzona stacja ewaporometryczna, na której znajdował się m.in. ewaporometr GGI-3000 - najczęściej stosowany w Polsce w sieci IMGW. Zbiorniki te mają głębokość 0,6 m, wykonane są z blachy stalowej o grubości 2 mm. W celu uzyskania podobnych warunków jak w zbiorniku naturalnym, były one napełniane wodą pochodzącą ze stawu rybnego i była ona wymieniana raz w miesiącu.

Chociaż sam pomiar jest prosty, to odniesienie otrzymanych wartości do naturalnego zbiornika wodnego jest niezwykle trudne (Jurak 1972), ponieważ uzależnione jest to od wielu czynników, takich jak: rozmiar, kształt, rodzaj materiału i jego barwa, odległości zwierciadła wody od krawędzi, usytuowania względem zbiornika wodnego, itp czynników.

Najprostszym sposobem określenia parowania ze zbiornika naturalnego na podstawie pomiarów ewaporometrycznych jest uwzględnienie współczynnika redukcyjnego. Do jego ustalenia niezbędne jest jednak określenie wielkości parowania ze zbiornika wodnego jedną z wyżej podanych metod, np. metodą bilansu wodnego, czyli

$$r_1 = E_b : E_{ew} \qquad (3)$$

gdzie: r_1 – współczynnik redukcyjny, E_b (E_{ew}) – parowanie obliczone metodą bilansu wodnego, pomierzone w ewaporometrze (mm).

Wyniki badań

Wartość współczynnika redukcyjnego (r_1) jest zmienna w czasie i dlatego zalecane było stosowanie go dla dłuższych okresów czasowych. Na podstawie pomiarów wykonanych na obiekcie Stawno w latach 1981–1989 obliczono jego wartość dla dekadowych sum parowania z wolnego zwierciadła wody. Wartości dla półrocza letniego (V–IX) przedstawiono w tabeli 1. W zestawieniu tym nie uwzględniono października, ponieważ ze względu na prowadzoną gospodarkę wodną (zrzuty wody ze stawu Staś Górny lub przylegających do niego stawów) dysponowano zbyt małą liczbą dekad, dla których było możliwe określenie parowania metodą bilansu wodnego (przede wszystkim w 2 i 3 dekadzie). Również dla pozostałych miesiący nie dysponowano pełną liczbą dekad. Wartości współczynnika redukcyjnego obliczono przyjmując do analizy następującą liczbę dekad: w maju – 8, czerwcu – 14, lipcu – 24, sierpniu – 23 i wrześniu – 14.

TABELA 1. Współczynniki przejścia ($r1$) od parowania z ewaporometru (GGI-3000) do parowania ze stawu

Przedział wartości	Miesiące					Okres
	V	VI	VII	VIII	IX	V – IX
Maksymalna	1,285	1,129	1,105	1,152	1,730	1,730
Średnia	1,164	1,034	1,017	1,066	1,383	1,106
Minimalna	1,084	0,900	0,908	0,905	1,079	0,900

Z przedstawionych wartości wynika, że średnie wartości współczynnika wahają się od 1,017 do 1,383. Związane jest to niewątpliwie z liczebnością próby przyjętej do analizy, ale również z odmiennym przebiegiem temperatur wody w powierzchniowej warstwie w zbiornikach naturalnych oraz ewaporometrach. Ma na to wpływ wiele czynników, takich jak: różnice w przeźroczystości wody oraz barwie dna, inny rozkład prędkości wiatru, odległość zwierciadła wody od krawędzi ewaporometru lub korony grobli itp. W trakcie analizy wartości współczynnika redukcyjnego zauważono że wartości maksymalne występują z reguły w latach ciepłych i suchych, natomiast minimalne w latach mokrych i chłodnych. Miał na to znaczący wpływ wskaźnik opadu, przyjęty do obliczeń parowania metodą bilansu wodnego. W przypadku znacznych opadów mamy do czynienia z dodatkowym spływem wody z grobli i najbliższego otoczenia do powierzchni stawu, co powoduje zaniżenie wartości parowania z wolnego zwierciadła wody (E_b), a w efekcie wartości współczynnika redukcyjnego (r_1).

W obliczonych wartościach współczynnika redukcyjnego nie jest uwzględniony odmienny przebieg temperatury wody w zbiorniku wodnym i ewaporometrze (szczególnie w powierzchniowej warstwie) – czynnika, który w istotny sposób wpływa na intensywność oraz rozkład parowania w ciągu doby. Czynnik ten, wyrażony w postaci maksymalnej prężności pary wodnej w temperaturze wody, jest uwzględniony we współczynniku przyrządowym. Zalecany jest on do obliczania parowania z naturalnych zbiorników wodnych w przypadku krótszych okresów czasowych (Jurak 1972). Wzór na obliczanie parowania ze stawu rybnego na podstawie przeprowadzonych pomiarów w ewaporometrze GGI-3000 (lądowym) przedstawia się następująco:

$$E_b = r_2 \cdot [(e_o - e) : (e_{o\text{-}ew} - e)] \cdot E_{ew} \quad (4)$$

gdzie: r_2 – współczynnik przyrządowy uwzględniający różnice w przebiegu temperatur wody, e_o (e_{ew}) – średnia dobowa maksymalna prężność pary wodnej w temperaturze wody w stawie rybnym (ewaporometrze GGI-3000), w hPa; e – aktualna prężność pary wodnej na wysokości 2 m, w hPa.

W stacjach ewaporometrycznych standardowe pomiary wykonuje się o godz. 7^{00}, w tym i pomiar temperatury wody. Kształtowanie się wartości współczynnika (r_2) przeanalizowano na podstawie danych dla lipca z lat 1981–1989. Analizowano kształtowanie się wartości

tego współczynnika dla różnic prężności pary wodnej w ewaporometrze i stawie Staś Górny, obliczonych na podstawie: pomiarów wykonanych z godz. 7^{00} oraz dla wartości średnich dobowych (średnia z pomiarów o godz. 7^{00}, 13^{00} i 19^{00}). Wartości współczynnika r_2, obliczone jedynie na podstawie porannego terminu, wykazywały znacznie większą zmienność (stosunek wartości maksymalnej do minimalnej) niż w przypadku przyjęcia do obliczeń średnich dobowych różnic prężności pary wodnej. W tabeli 2 przedstawiono dekadowe (obliczone na podstawie danych z 24 dekad) i miesięczne (średnia z 8 miesięcy) wartości tego współczynnika dla lipca.

Z porównania wartości współczynników w lipcu wynika, że zakres zmienności współczynnika r_2 (3,128) jest znacznie większy niż r_1 (1,217). Dowodzi to również, że temperatura powierzchniowej warstwy wody nie jest jedynym czynnikiem decydującym o wartości współczynnika przyrządowego. Na jego wielkość oraz zmienność miały wpływ również czynniki, które zostały przedstawione powyżej, w trakcie omawiania współczynnika redukcyjnego – r_1. Uwzględnienie dodatkowych czynników spowodowałoby podniesienie kosztów pomiarów oraz utrudniłoby korzystanie z metody ewaporometrycznej przez projektantów.

W celu sprawdzenia przydatności metody ewaporometrycznej do określenia parowania ze stawu rybnego dokonano weryfikacji współczynników redukcyjnych (r_1) oraz przyrządowych (r_2) na materiale badawczym z lat 1991–1994. W analizie pominięto 1990 r., ponieważ na obszarze stawu przyległego do stawu Staś Górny prowadzone były prace remontowe i nie można było określić parowania ze stawu rybnego metodą bilansu wodnego. W tabeli 3 przedstawiono dekadowe i miesięczne sumy parowania obliczonego metodą bilansu wodnego (E_b) oraz wartości pomierzonych w ewaporometrach i współczynników przedstawionych w tabeli 1.

Z przedstawionych danych wynika, że najmniejsze różnice w dekadowych sumach parowania między wartościami obliczonymi metodą bilansu wodnego a metodą określoną na podstawie pomiarów ewaporometrem GGI-3000 (lądowym) oraz współczynnika r_1, wystąpiły w lipcu i wynosiły od – 2,7 mm (2 dek. lipca 1992 r.) do + 5,6 mm (2 dek . lipca 1994 r.), natomiast największe wystąpiły w maju od – 22,5 mm (2 dek. maja 1994 r.) do + 23,2 mm (1 dek. maja 1993 r.) . Na taki wynik wpłynęła niewątpliwie liczebność dekad, na podstawie których została określona wielkość współczynnika r_1. Znaczny wpływ na uzyskiwane wyniki miał przebieg czynników meteo-

TABELA 2. Dekadowe wartości współczynnika przyrządowego (r_2) dla lipca

Przedział wartości	Dekada			Lipiec
	1	2	3	
Maksymalna	1,614	1,181	1,169	1,614
Średnia	0,823	0,793	0,934	0,881
Minimalna	0,516	0,570	0,634	0,516

TABELA 3. Dekadowe i miesięczne sumy parowania (mm) ze stawu Staś Górny w latach 1991–1994 obliczone na podstawie pomiarów ewaporometrycznych (GGI-3000) i współczynników redukcyjnych (r_1)

Miesiąc	Dekada	Lata									
		1991		1992		1993		1994		1991–94	
		E_b	$r_1 \cdot E_{ew}$	E_b	$r_1 \cdot E_{ew}$	E_b	$r_1 \cdot E_{ew}$	E_b	$r_1 \cdot E_{ew}$	E_b	$r_1 \cdot E_{ew}$
V	1	37,8	27,2	39,6	29,8	59,1	35,9	33,8	45,2	42,6	34,5
	2	37,6	28,4	39,8	46,1	56,0	48,4	23,9	46,4	39,3	42,3
	3	45,9	41,6	48,1	57,0	40,5	48,2	37,8	45,9	43,1	48,2
	Σ	121,3	97,2	127,5	132,9	155,6	132,5	95,5	137,5	125,0	125,0
VI	1	34,6	37,0	53,5	46,7	43,7	45,5	37,4	45,7	42,3	43,7
	2	36,8	26,8	39,4	49,2	28,7	23,6	38,0	41,7	35,7	35,3
	3	45,7	44,3	49,3	43,5	27,1	31,0	44,2	54,8	41,6	43,4
	Σ	117,1	108,1	142,2	139,4	99,5	100,1	119,6	142,2	119,6	122,4
VII	1	42,5	41,2	36,4	34,6	39,0	38,0	40,4	42,5	39,6	39,1
	2	33,4	35,4	31,4	34,1	21,9	21,3	48,7	43,1	33,8	33,5
	3	38,9	40,9	48,7	47,8	44,8	44,3	51,5	46,4	46,0	44,8
	Σ	114,8	117,5	116,5	116,5	105,7	103,6	140,6	132,0	119,4	117,4
VIII	1	34,7	29,6	49,7	42,7	29,1	39,2	41,9	42,0	38,8	38,4
	2	34,6	31,0	29,9	31,7	36,4	44,2	25,8	29,5	31,7	34,1
	3	32,8	30,9	41,9	41,0	25,7	36,4	41,3	35,3	34,4	35,9
	Σ	102,1	91,5	121,5	115,4	91,2	119,8	109,0	106,8	105,9	108,4
IX	1	35,5	39,6	43,0	34,3	20,6	30,3	20,1	24,9	29,8	32,3
	2	26,8	30,8	22,0	25,7	20,0	31,4	20,5	20,6	22,3	27,1
	3	20,8	28,5	22,0	26,3	20,6	29,6	25,0	19,1	22,1	25,8
	Σ	83,1	98,9	87,0	86,3	61,2	90,9	65,6	64,6	74,2	85,2
V–IX	Σ	538,4	513,2	594,7	590,5	513,2	546,9	530,3	583,1	544,1	558,4

rologicznych, przykładowo w maju w latach 1991–1994 średnia miesięczna temperatura powietrza wahała się od 10,8°C (prawdopodobieństwo wystąpienia p = 92 %) do 16,8°C (p < 1%), niedosyt wilgotności powietrza od 4,6 hPa (p = 68%) do 8,5 hPa (p = 7%), wskaźnik opadu od 31,0 mm (p = 72%) do 82,7 mm (p = 22%), natomiast zmienność wartości średnich dekadowych dla omawianego miesiąca przedstawia się następująco: temperatur powietrza od 9,5° C do 18,7 °C, niedosytów wilgotności powietrza od 3,5 hPa do 11,4 hPa, wskaźnika opadu od 4,9 mm do 38,4 mm.

Znacznie mniejsze różnice między wartościami pomierzonymi a obliczonymi występują dla wartości średnich dekadowych z lat 1991–1994 i wynoszą one: w maju od – 5,1 mm (3 dek.) do + 8,1 mm (1 dek.), a dla lipca od + 0,3 mm (2 dek.) do + 1,2 mm (3 dek.). Taki przebieg jest m.in. wynikiem uśrednienia wartości omawianych czynników meteorologicznych.

Podobna tendencja występuje również w przypadku sum okresowych (V–X) w poszczególnych latach, gdzie różnice te wynoszą: w 1991 r. + 25,2 mm (4,7%), 1992 r. + 4,2 mm (0,7%), 1993 r. – 33,7 mm (6,6%), 1994 r. – 52,8 mm (10,0%) i dla okresu 1991–1994 – 14,3 mm (2,6%). Z powyższego zestawienia wynika, że im dłuższy okres bilansowy, tym mniejsze są różnice między wartościami pomierzonymi.

Na podstawie pomiarów ewaporometrycznych oraz współczynnika przyrządowego (r_2) obliczono parowanie z wolnego zwierciadła wody w lipcu w latach 1991–1994. Wyniki przedstawiono w tabeli 4.

Z przedstawionych danych wynika, że różnice dekadowych sum parowania między wartościami pomierzonymi (E_b) a obliczonymi ($r_2 \cdot E_b$) wynosi od – 9,7 mm (3 dek. 1991 r.) do 7,5 mm (2 dek. 1994 r.) i są one wyższe niż obliczone przy wykorzystaniu współczynnika redukcyjnego (r_1). Również różnice sum miesięcznych parowania, przedstawione w tabeli 4, są wyższe i wynoszą one odpowiednio: od – 18,7 mm (w lipcu 1991 r.) do +4,5 mm (lipiec 1994 r.). Średnia miesięczna suma parowania z wolnego zwierciadła wody w lipcu z lat 1991–1994, obliczona na podstawie współczynnika redukcyjnego (tabela 3), daje nieco lepsze wyniki (2,0 mm) niż przy wykorzystaniu do obliczeń współczynnika przyrządowego (–6,1 mm).

Podsumowanie

Przeprowadzone badania w półroczu letnim (V–IX) latach 1991–1994 pozwoliły na ocenę wielkości parowania ze stawu rybnego o powierzchni 13,4 ha i średniej głębokości 0,9 m. Zastosowanie metody bilansu wodnego oraz ewaporometrycznej pozwoliło na opracowanie współczynników redukcyjnych i przyrządowych dla ewaporometru GGI-3000 (lądowego). Zostały one określone dla dekadowych, miesięcznych oraz okresowych sum parowania z wolnego zwierciadła wody na podstawie danych z lat 1981–1989, a ich weryfikację przeprowadzono na materiale badawczym z lat 1991–1994.

Wartości współczynników zmieniały się w poszczególnych miesiącach. Różnice te spowodowane były m.in. przyjęciem wskaźnika opadów do metody bi-

TABELA 4. Dekadowe i miesięczne sumy parowania (mm) ze stawu Staś Górny w lipcu, w latach 1991–1994 obliczone na podstawie pomiarów ewaporometrycznych (GGI-3000) i współczynników redukcyjnych (r_2)

Dekada	Lata									
	1991		1992		1993		1994		1991–94	
	E_b	$r_2 \cdot E_{ew}$	E_b	$r_2 \cdot E_{ew}$	E_b	$r_2 \cdot E_{ew}$	E_b	$r_2 \cdot E_{ew}$	E_b	$r_2 \cdot E_{ew}$
1	42,5	46,4	36,4	32,6	39,0	40,8	40,4	40,4	39,6	40,0
2	33,4	38,5	31,4	35,6	21,9	20,8	48,7	41,2	33,8	34,0
3	38,9	48,6	48,7	56,0	44,8	47,0	51,5	54,5	46,0	51,5
Σ	114,8	133,5	116,5	124,2	105,7	108,6	140,6	136,1	119,4	125,5

lansu wodnego oraz przebiegiem takich czynników meteorologicznych, jak: temperatura powietrza, niedosyt wilgotności powietrza, prędkość wiatru i inne. Wyższe wartości współczynników występowały z reguły w latach suchych i ciepłych, natomiast niższe w latach mokrych. Z przeprowadzonych badań wynika, że im dłuższy okres bilansowy, tym mniejsze różnice między wartościami pomierzonymi a obliczonymi.

Na podstawie badań wykonanych w lipcu wynika, że w odniesieniu do płytkich zbiorników wodnych nieco lepszą zgodność między wartościami pomierzonymi a obliczonymi można uzyskać, stosując współczynnik redukcyjny niż współczynnik przyrządowy.

Literatura

DRABIŃSKI A. 1991: *Wpływ gospodarowania wodą w stawach rybnych na odpływ ze zlewni rzeki Baryczy do przekroju Łąki.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, Rozprawy 90.

JURAK D. 1972: *Intensywność parowania z powierzchni wody w zależności od charakteru zbiornika wodnego.* Praca doktorska (maszynopis).

KOSTURKIEWICZ A., MILER A., MURATOWA S. 1992: *Gospodarka wodna i jakość wód w małych zlewniach stawowych w regionie Wielkopolski.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, Melioracja 40; 145–166.

SASIK J. 1992: *Parowanie ze stawu rybnego.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, Rozprawy 107.

SZYMAŃSKI J. 1962: *Straty wody w stawach zlewni Baryczy na tle stosunków klimatyczno-glebowych.* Praca doktorska (maszynopis).

Adres autora

J. Sasik

Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska AR we Wrocławiu

50–363 Wrocław, pl. Grunwaldzki 24

Sylwester SMOLIK

Opis standardowego roku termicznego dla wybranej miejscowości

Abstract

Description of a standard thermal year for a selected locality. A sum of harmonics has been proposed to identify the hydrological phenomena, the least aquares method being used to estimate their parameters. A set of normal equations that has been derived with the brought up simplifications taken into consideration enabled the period of the process under investigation to be determined by means of its recorded values. In situations where the random variable under investigation had been subject to season variation, evidence was given that the estimation of the parameters of harmonics could be very simple. The respective formulae were used to identify the time variation for the monthly-averaged air temperatures in Warsaw (Okęcie) and at Zakopane.

Key words: Prognosis, temperature, least square method.

Wstęp

Zjawiska meteorologiczne, takie jak: rozkład temperatury, opadów, ciśnień itp., na danym obszarze w konkretnym czasie podlegają powszechnie znanym prawom fizyki. Ich zmienność zasadniczą należy wiązać z ruchem postępowym kuli ziemskiej po ekliptyce (zmienia się odległość Ziemi od Słońca) i efektem tego ruchu są znane i powszechnie akceptowane pory roku: wiosna, lato, jesień , zima – kategorie wyraźnie odróżnialne pod względem meteorologicznym. Jednocześnie Ziemia podlega ruchowi obrotowemu – efektem wizualnym którego jest dzień i noc. W zależności od położenia obszaru badań na tej kuli oraz nachylenia osi obrotu Ziemi czas ich trwania jest zmienny. W obserwowanym punkcie Ziemi ruch obrotowy powoduje stosunkowo szybkie zakłócenie w odbiorze wszystkich strumieni kosmicznych energii w porównaniu z ruchem postępowym. Jednocześnie pamiętamy o tym, że Ziemia wykonuje te ruchy, będąc w "pierzynce" atmosfery, której dokładnej struktury i jej reakcji na bodźce nie znamy. Z pewnością atmosfera reaguje na strumienie energii kosmicznej – mających różną postać – których pomiarów nie wykonuje się rutynowo w skali globalnej. Należy też pamiętać o tym, że już skomplikowane procesy naturalne są zakłócane destrukcyjną działalnością człowieka (efekt cieplarniany atmosfery, regulacje poziomu wody, silna urbanizacja). Dlatego te niewiadome uwzględnimy w składniku losowym modelu. Przypuszcza się, że zjawiska meteorologiczne podlegają okresowości nie tylko sezonowej. Dokąd

nie znamy dobrej teorii opisującej te zjawiska w skali globalnej na dłuższy czas, równaniami fizyki robimy to, co możemy – opisujemy procesy wykorzystując do tego celu metody statystyczne. Nie opisują one dobrze stanów ekstremalnych, ponieważ udział ich w nagromadzonym materiale statystycznym jest zwykle mały. W wielu jednak zagadnieniach interesuje nas typowa realizacja badanych zmiennych losowych. Do takich zjawisk należy (między innymi) zmienność średniej temperatury miesięcznej. Dysponujemy długimi ciągami obserwacji tej zmiennej losowej w pewnych miejscowościach. Do opisu i prognozy tego typu procesów przygotowujemy odpowiednią teorię.

Wyprowadzenie równań normalnych i ich uproszczenia

Mając ciąg punktów empirycznych (t, y_t) dla $t = 1,2,...,n$ obrazujących przebieg zjawiska, rozkładamy jego wartości na trzy składowe: tendencję rozwojową f_t, składnik okresowy z_t (w szczególności sezonowy) i składnik losowy E_t. zakładamy przy tym, że są one wynikiem działania niezależnego trzech różnych kompleksów przyczyn.

$$y_t = f_t + z_t + E_t \tag{1}$$

W pierwszej kolejności wyznaczamy trend, może to być np. próba stwierdzenia ocieplania się klimatu w danej miejscowości. Poprawną estymację bardziej skomplikowanych funkcji używanych do tego celu można znaleźć w pracy (Smolik 1989).

Do opisu zmienności okresowej użyjemy sumy harmonik:

$$z_t = y_t - \hat{f}_t - E_t = s + \sum_{r=1}^{l} A_r \sin(rwt + \Theta_r) - E_t \tag{2}$$

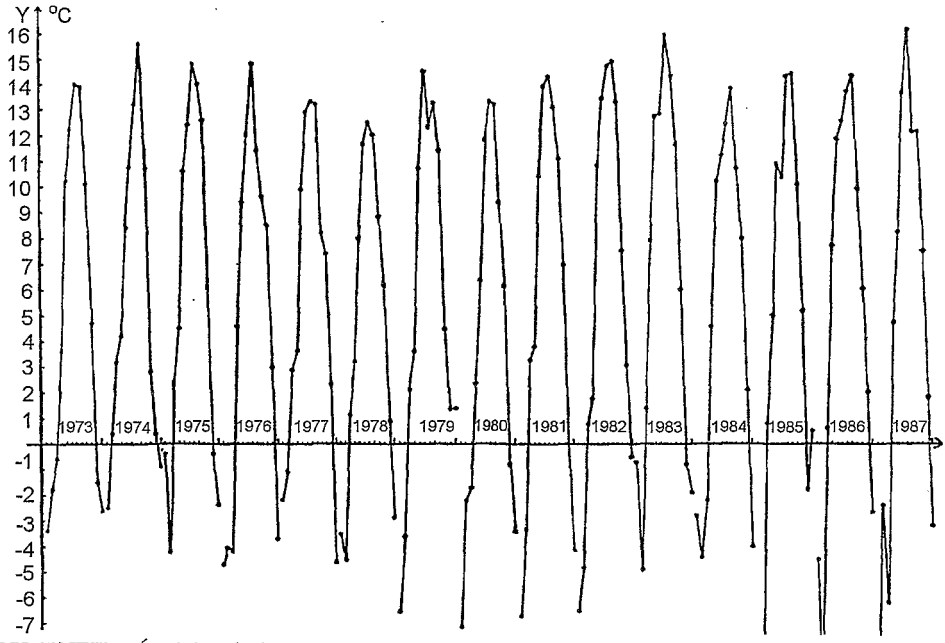
gdzie:

$w = 2\pi/T$ (niech $T \in N$)

Wprowadzone parametry strukturalne modelu s, A_r, w, T, Θ_r odpowiednio nazywamy: położeniem równowagi, amplitudą, pulsacją (prędkością kątową lub częstością kołową), okresem, fazą początkową ruchu harmonicznego. Należy podkreślić, że od początku rozważań zakładamy kompletność szeregu czasowego – nie ma brakujących danych – przy obecnej sprawdzalności nie jest to szczególnie uciążliwa restrykcja. Przyjmujemy też, że okres badanego procesu nie jest znany, chcemy go estymować z danych empirycznych. Obecnie dużo się pisze o okresowości nie tylko sezonowej zjawsk hydrologicznych. Wychodzimy w ten sposób naprzeciw zapotrzebowaniom. Parametry modelu (2) szacujemy klasyczną metodą najmniejszych kwadratów (KMNK). Mamy więc:

$$F(s, A_r, w, T, \Theta_r) = \sum_{t=1}^{n} [z_t - s - \sum_{r=1}^{l} A_r \sin(rwt + \Theta_r)]^2 = \min \tag{3}$$

Korzystając z warunku koniecznego ekstremum funkcji F, po przekształceniach, otrzymujemy układ równań normalnych dla modelu (2):



RYSUNEK 1. Średnie miesięczne temperatury powietrza w Zakopanem

$$
\begin{aligned}
&\hat{a}\cdot n + \hat{A}_1\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) + \ldots + \hat{A}_l\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l) = \sum_{t=1}^{n} z_t \qquad (4)\\
&l\left\{\begin{array}{l}
\hat{a}\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) + \hat{A}_1\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin^2(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) + \ldots + \hat{A}_l\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1)\sin(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l) = \sum_{t=1}^{n} z_t\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1)\\
\hat{a}\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin(2\hat{w}t+\hat{\theta}_2) + \hat{A}_1\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin(2\hat{w}t+\hat{\theta}_2)\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) + \ldots + \hat{A}_l\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin(2\hat{w}t+\hat{\theta}_2)\sin(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l) = \sum_{t=1}^{n} z_t\sin(2\hat{w}t+\hat{\theta}_2)\\
\vdots \qquad\qquad \vdots \qquad\qquad \vdots \qquad\qquad \vdots\\
\hat{a}\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l) + \hat{A}_1\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l)\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) + \ldots + \hat{A}_l\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin^2(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l) = \sum_{t=1}^{n} z_t\sin(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l)
\end{array}\right.\\
&l\left\{\begin{array}{l}
\hat{a}\cdot\sum_{t=1}^{n}\cos(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) + \hat{A}_1\cdot\sum_{t=1}^{n}\cos(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1)\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) + \ldots + \hat{A}_l\cdot\sum_{t=1}^{n}\cos(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1)\sin(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l) = \sum_{t=1}^{n} z_t\cos(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1)\\
\vdots \qquad\qquad \vdots \qquad\qquad \vdots \qquad\qquad \vdots\\
\hat{a}\cdot\sum_{t=1}^{n}\cos(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l) + \hat{A}_1\cdot\sum_{t=1}^{n}\cos(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l)\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) + \ldots + \hat{A}_l\cdot\sum_{t=1}^{n}\cos(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l)\sin(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l) = \sum_{t=1}^{n} z_t\cos(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l)
\end{array}\right.\\
&\hat{a}\left[\hat{A}_1\cdot\sum_{t=1}^{n} t\cos(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) + 2\hat{A}_2\cdot\sum_{t=1}^{n} t\cos(2\hat{w}t+\hat{\theta}_2) + \ldots + l\hat{A}_l\cdot\sum_{t=1}^{n} t\cos(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l)\right] + \hat{A}_1\left[\hat{A}_1\cdot\sum_{t=1}^{n} t\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1)\cos(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) + \right.\\
&\left. + 2\hat{A}_2\cdot\sum_{t=1}^{n} t\cdot\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1)\cos(2\hat{w}t+\hat{\theta}_2) + \ldots + l\hat{A}_l\cdot\sum_{t=1}^{n} t\sin(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1)\cos(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l)\right] + \ldots +\\
&+ \hat{A}_l\left[\hat{A}_1\cdot\sum_{t=1}^{n} t\cos(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1)\sin(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l) + \ldots + l\hat{A}_l\cdot\sum_{t=1}^{n} t\cos(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l)\sin(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l)\right] = \hat{A}_1\cdot\sum_{t=1}^{n} t z_t\cos(1\hat{w}t+\hat{\theta}_1) +\\
&+ 2\hat{A}_2\cdot\sum_{t=1}^{n} t z_t\cos(2\hat{w}t+\hat{\theta}_2) + 3\hat{A}_3\cdot\sum_{t=1}^{n} t z_t\cos(3\hat{w}t+\hat{\theta}_3) + \ldots + l\hat{A}_l\cdot\sum_{t=1}^{n} t z_t\cos(l\hat{w}t+\hat{\theta}_l).
\end{aligned}
$$

Rozwiązanie tego układu rozpoczniemy od przekształceń i uproszczeń występujących w nim sum. Będziemy korzystać ze wzorów indukcyjnych podanych np. w pracy Ryżyk (1964). Uwzględniając z niej 1.342. otrzymujemy:

$$\sum_{t=1}^{n} \sin(kwt + \Theta_k) = \cos\Theta_k \cdot \sum_{t=1}^{n} \sin kwt + \sin\Theta_k \cdot \sum_{t=1}^{n} \cos kwt =$$

$$= \cos\Theta_k \cdot \left(\sin\frac{n+1}{2} kw \cdot \sin\frac{n}{2} kw \cdot \operatorname{cosec}\frac{kw}{2} \right) +$$

$$+ \sin\Theta_k \cdot \left(\cos\frac{n+1}{2} kw \cdot \sin\frac{n}{2} kw \cdot \operatorname{cosec}\frac{kw}{2} \right) =$$

$$= \sin\frac{nkw}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{kw}{2} \cdot \left(\sin\frac{(n+1)kw}{2} \cdot \cos\Theta_k + \cos\frac{(n+1)kw}{2} \cdot \sin\Theta_k \right) =$$

$$= \sin\frac{nkw}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{kw}{2} \cdot \sin\left[\frac{(n+1)kw}{2} + \Theta_k \right] \tag{5}$$

Zauważmy, że gdy $n = rT$ (tzn. ilość wyrazów szeregu czasowego jest wielokrotnością okresu opisywanego procesu), wtedy

$$\sin\frac{nkw}{2} = \sin\frac{rTk2\pi}{2T} = \sin(rk\pi) = 0 \tag{6}$$

oraz

$$\operatorname{cosec}\frac{kw}{2} = \frac{1}{\sin\frac{k \cdot 2\pi}{2 \cdot T}} = \frac{1}{\sin\frac{k}{T} \cdot \pi} \neq \infty \text{ gdy } k<T/2.$$

Wnioskujemy z tych rozważań, że przy $n = rT$ i dla $l < T/2$ obliczane sumy (bo $k = 1,2,...,l$) są równe zeru. (7)

Podobnie, korzystając z 1.342 w wymienionej wyżej pracy otrzymujemy:

$$\sum_{t=1}^{n} \cos(kwt + \Theta_k) = \cos\theta_k \cdot \sum_{t=1}^{n} \cos ktw - \sin\Theta_k \cdot \sum_{t=1}^{n} \sin ktw =$$

$$= \cos\Theta_k \cdot \left(\cos\frac{n+1}{2} kw \cdot \sin\frac{nkw}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{kw}{2} \right) +$$

$$-\sin\Theta_k \cdot \left(\sin\frac{n+1}{2} kw \cdot \sin\frac{nkw}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{kw}{2} \right) =$$

$$= \sin\frac{nkw}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{kw}{2} \cdot \left(\cos\frac{(n+1)kw}{2} \cos\Theta_k - \sin\frac{(n=1)}{2} \sin\Theta_k \right) =$$

$$= \sin\frac{nkw}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{kw}{2} \cdot \cos\left(\frac{(n+1)kw}{2} + \Theta_k \right) \tag{8}$$

Sumy tego typu przy restrykcjach z (7) są również równe zeru.

$$S_1 = \sum_{t=1}^{n} \sin(kwt + \Theta_k) \cdot \cos(rwt + \Theta_r) = \frac{1}{2} \sum_{t=1}^{n} \sin[(k+r)wt + (\Theta_k + \Theta_r)] +$$

$$+ \frac{1}{2} \sum_{t=1}^{n} \sin[(k-r)wt + (\Theta_k - \Theta_r)] = \frac{1}{2} \cos(\Theta_k + \Theta_r) \cdot \sum_{t=1}^{n} \sin(k+r)wt + \frac{1}{2} \sin(\Theta_k + \Theta_r) \cdot$$

$$\cdot \sum_{t=1}^{n} \cos(k+r)wt + \frac{1}{2} \cos(\Theta_k - \Theta_r) \cdot \sum_{t=1}^{n} \sin(k-r)wt + \frac{1}{2} \sin(\Theta_k - \Theta_r) \cdot \sum_{t=1}^{n} \cos(k-r)wt. \tag{9}$$

Korzystając ze wzoru 1.342, otrzymujemy:

$$S_1 = \frac{1}{2} \cos(\Theta_k + \Theta_r) \cdot \sin\frac{(n+1)w(k+r)}{2} \cdot \sin\frac{nw(k+r)}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{w(k+r)}{2} +$$

$$+ \frac{1}{2} \sin(\Theta_k + \Theta_r) \cdot \cos\frac{(n+1)w(k+r)}{2} \cdot \sin\frac{nw(k+r)}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{w(k+r)}{2} +$$

$$+ \frac{1}{2} \cos(\Theta_k - \Theta_r) \cdot \sin\frac{(n+1)w(k-r)}{2} \cdot \sin\frac{nw(k-r)}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{w(k-r)}{2} +$$

$$+\frac{1}{2}\sin(\Theta_k-\Theta_r)\cdot\cos\frac{(n+1)w(k-r)}{2}\cdot\sin\frac{nw(k-r)}{2}\cdot\operatorname{cosec}\frac{w(k-r)}{2}=$$

$$=\frac{1}{2}\sin\frac{nw(k+r)}{2}\cdot\operatorname{cosec}\frac{w(k+r)}{2}\cdot\sin\left[\frac{(n+1)w(k+r)}{2}+(\Theta_k+\Theta_r)\right]+$$

$$+\frac{1}{2}\sin\frac{nw(k-r)}{2}\cdot\operatorname{cosec}\frac{w(k-r)}{2}\cdot\sin\left[\frac{(n+1)w(k-r)}{2}+(\Theta_k-\Theta_r)\right].$$

Gdy $n = mT$ – tzn. liczebność punktów empirycznych jest całkowitą wielokrotnością okresu badanego procesu (k,r są liczbami naturalnymi) wtedy:

$$\sin\frac{nw(k+r)}{2}=\sin\frac{mwT(k+r)}{2}=\sin(k+r)m\pi=0 \text{ podobnie } \sin\frac{nw(k-r)}{2}=0.$$

Jeśli ponadto $k < T/2$ i $r < T/2$ i $k \neq r$ to:

$$\sin\frac{w(k+r)}{2}=0 \text{ oraz } \sin\frac{w(k-r)}{2}\neq 0.$$

Dlatego przy wprowadzonych restrykcjach sumy postaci S_1 są równe zeru. Przy $k = r$ otrzymujemy:

$$\sum_{t=1}^{n}\sin(rwt+\Theta_r)\cos(rwt+\Theta_r)=\frac{1}{2}\sum_{t=1}^{n}\sin(2rwt+2\Theta_r)=\frac{1}{2}\cos2\Theta_r\cdot\sum_{t=1}^{n}\sin2rwt+$$

$$+\frac{1}{2}\sin2\Theta_r\cdot\sum_{t=1}^{n}\cos2rwt=\frac{1}{2}\sin nrw\cdot\sin[(n+1)rw+2\Theta_r]\cdot\operatorname{cosec}rw=0. \tag{10}$$

Udowodniono, że przy $n = mT$ i $k,r < T/2$ suma $S_1 = 0$.

$$S_2=\sum_{t=1}^{n}\sin(kwt+\Theta_k)\cdot\sin(rwt+\Theta_r)=\frac{1}{2}\sum_{t=1}^{n}\cos[(k-r)wt+(\Theta_k-\Theta_r)]+$$

$$-\frac{1}{2}\sum_{t=1}^{n}\cos[(k+r)wt(\Theta_k+\Theta_r)]=\frac{1}{2}\cos(\theta_k-\Theta_r)\cdot\sum_{t=1}^{n}\cos(k-r)wt-\frac{1}{2}\sin(\Theta_k-\Theta_r).$$

$$\cdot \sum_{t=1}^{n} \sin(k-r)wt - \frac{1}{2}\cos(\Theta_k + \Theta_r) \cdot \sum_{t=1}^{n} \cos(k+r)wt + \frac{1}{2}\sin(\Theta_k + \Theta_r) \cdot$$

$$\cdot \sum_{t=1}^{n} \sin(k+r)wt.$$

Korzystając ze wzoru 1.342, otrzymujemy:

$$S_2 = \frac{1}{2}\cos(\Theta_k - \Theta_r) \cdot \cos\frac{(n+1)(k-r)w}{2} \cdot \sin\frac{n(k-r)w}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{(k-r)w}{2} +$$

$$-\frac{1}{2}\sin(\Theta_k - \Theta_r) \cdot \sin\frac{(n+1)(k-r)w}{2} \cdot \sin\frac{n(k-r)w}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{(k-r)w}{2} +$$

$$+\frac{1}{2}\cos(\Theta_k + \Theta_r) \cdot \cos\frac{(n+1)(k+r)w}{2} \cdot \sin\frac{n(k+r)w}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{(k+r)w}{2} +$$

$$+\frac{1}{2}\sin(\Theta_k + \Theta_r) \cdot \sin\frac{(n+1)(k+r)w}{2} \cdot \sin\frac{n(k+r)w}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{(k+r)w}{2} =$$

$$= \frac{1}{2}\sin\frac{n(k-r)w}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{(k-r)w}{2} \cdot \cos\left[\frac{(n+1)(k-r)w}{2} + (\Theta_k - \Theta_r)\right] +$$

$$-\frac{1}{2}\sin\frac{n(k+r)w}{2} \cdot \operatorname{cosec}\frac{(k+r)w}{2} \cdot \cos\left[\frac{(n+1)(k+r)w}{2} + (\Theta_k + \Theta_r)\right]. \qquad (11)$$

Gdy $n = mT$ – tzn. liczebność kolejnych obserwacji jest całkowitą wielokrotnością okresu badanego procesu (k, r są liczbami naturalnymi) oraz $k \neq r$, wtedy:

$$\sin\frac{nw(k-r)}{2} = \sin\frac{mwT(k-r)}{2} = \sin m(k-r)\pi = 0, \text{ oraz } \sin\frac{nw(k+r)}{2} = 0.$$

Jeśli ponadto $k < T/2$ i $r < T/2$ to:

$$\sin\frac{(k-r)w}{2} \neq 0 \text{ i } \sin\frac{(k+r)w}{2} \neq 0.$$

Udowodniono więc, że przy wprowadzonych założeniach $S_2 = 0$. Przy $k = r$ mamy:

$$S_2 = \sum_{t=1}^{n} \sin^2(rwt + \Theta_r) = \sum_{t=1}^{n} \frac{1 - \cos(2rwt + \Theta_r)}{2} = \frac{n}{2} - \frac{1}{2} \sum_{t=1}^{n} \cos(2rwt + \Theta_r) =$$

$$= \frac{n}{2} - \frac{1}{2}(\cos 2\Theta_r \cdot \sum_{t=1}^{n} \cos 2rwt - \sin 2\Theta_r \cdot \sum_{t=1}^{n} \sin 2rwt) =$$

$$= \frac{n}{2} - \frac{1}{2} \sin nrw \cdot \operatorname{cosec} rw \cdot \cos[(n+1)rw + 2\Theta_r] = \frac{n}{2}.$$

Udowodniono, że przy $n = mT$ i $k, r < T/2$ suma

$$S_2 = \begin{cases} 0 \text{ dla } k \neq r \\ n/2 \text{ dla } k = r \end{cases} \tag{12}$$

Korzystając z (7), (9), (10) i (12), przy znanym okresie T procesu, układ równań (4) przyjmuje postać:

$$\hat{s} \cdot n + \hat{A}_1 \cdot 0 + \hat{A}_2 \cdot 0 + \hat{A}_3 \cdot 0 + \ldots + \hat{A}_1 \cdot 0 = \sum_{t=1}^{n} z_t$$

$$\hat{s} \cdot 0 + \hat{A}_1 \cdot 0 + \hat{A}_2 \cdot 0 + \hat{A}_3 \cdot 0 + \ldots + \hat{A}_l \cdot 0 = \cos\hat{\Theta}_1 \cdot \sum_{t=1}^{n} z_t \cos 1\hat{w}t - \sin\hat{\Theta}_1 \cdot \sum_{t=1}^{n} z_t \sin 1\hat{w}t$$

$$\hat{s} \cdot 0 + \hat{A}_1 \cdot 0 + \hat{A}_2 \cdot 0 + \hat{A}_3 \cdot 0 + \ldots + \hat{A}_l \cdot 0 = \cos\hat{\Theta}_2 \cdot \sum_{t=1}^{n} z_t \cos 2\hat{w}t - \sin\hat{\Theta}_2 \cdot \sum_{t=1}^{n} z_t \sin 2\hat{w}t$$

$$\hat{s} \cdot 0 + \hat{A}_1 \cdot 0 + \hat{A}_2 \cdot 0 + \hat{A}_3 \cdot 0 + \ldots + \hat{A}_l \cdot 0 = \cos\hat{\Theta}_1 \cdot \sum_{t=1}^{n} z_t \cos l\hat{w}t - \sin\hat{\Theta}_1 \cdot \sum_{t=1}^{n} z_t \sin l\hat{w}t$$

$$\vdots$$

$$\hat{s} \cdot 0 + \hat{A}_1 \cdot \frac{n}{2} + \hat{A}_2 \cdot 0 + \hat{A}_3 \cdot 0 + \ldots + \hat{A}_l \cdot 0 = \cos\hat{\Theta}_1 \cdot \sum_{t=1}^{n} z_t \cos 1\hat{w}t - \sin\hat{\Theta}_1 \cdot \sum_{t=1}^{n} z_t \sin 1\hat{w}t$$

$$\hat{s}\cdot 0+\hat{A}_1\cdot 0+\hat{A}_2\cdot\frac{n}{2}+\hat{A}_3\cdot 0+\ldots+\hat{A}_l\cdot 0=\cos\hat{\Theta}_2\cdot\sum_{t=1}^{n} z_t\cos 2\hat{w}t-\sin\hat{\Theta}_2\cdot\sum_{t=1}^{n} z_t\sin 2\hat{w}t$$

$$\vdots$$

$$\hat{s}\cdot 0+\hat{A}_1\cdot 0+\hat{A}_2\cdot 0+\hat{A}_3\cdot 0+\ldots+\hat{A}_l\cdot\frac{n}{2}=\cos\hat{\Theta}_l\cdot\sum_{t=1}^{n} z_t\cos l\hat{w}t-\sin\hat{\Theta}_l\cdot\sum_{t=1}^{n} z_t\sin l\hat{w}t \qquad (13)$$

Jeżeli dysponujemy kolejnymi punktami empirycznymi (t, z_1), gdzie t = 1,2,..., n; oraz $n = mT$ – tzn. liczebność punktów empirycznych jest całkowitą wielokrotnością okresu badanego procesu, wtedy dla $1 < T/2$ otrzymujemy oszacowanie MNK parametrów wprowadzonej funkcji:

$$\hat{s}=\frac{1}{n}\sum_{t=1}^{n} z_t \text{ dla } r=1,2,\ldots,l<T/2 \qquad (14)$$

$$\hat{\Theta}_r=\operatorname{arctg}\left(\sum_{t=1}^{n} z_t\cos r\hat{w}t/\sum_{t=1}^{n} z_t\sin r\hat{w}t\right)$$

$$\hat{A}_r=\frac{n}{2}\left(\cos\hat{\Theta}_r\cdot\sum_{t=1}^{n} z_t\sin r\hat{w}t+\sin\hat{\Theta}_r\cdot\sum_{t=1}^{n} z_t\cos r\hat{w}t\right)$$

Opis standardowego roku termicznego dla Zakopanego i Warszawy

W tablicy 1 zamieszczono średnie miesięczne temperatury powietrza w Zakopanem. Na rysunku 1 przedstawiono ich obraz, który autorowi sugerował model matematyczny opisywanego zjawiska. Wykorzystując dane z lat 1979–1982, wyznaczono formalnie regresję liniową i stwierdzono, że jest nieistotna przy $\alpha = 0{,}10$. Następnie obliczono:

$$\sum_{t=1}^{48} z_t = 243{,}8; \quad \sum_{t=1}^{n} z_t \cos\frac{\pi}{6} t = -188{,}009;$$

$$\sum_{t=1}^{n} z_t \sin\frac{\pi}{6} t = -135{,}181.$$

Korzystając z wzorów (14), słusznych przy opisie zmienności sezonowej ($T = 12$, $\hat{w} = \frac{\pi}{6}$, 12/48) po zaokrągleniach otrzymujemy średnią temperaturę (w°C) dla Zakopanego:

$$\hat{z}_t = 5{,}08 - 9{,}65 \cdot \sin\left(\frac{\pi t}{6} + 0{,}947\right),$$ gdzie $t = 1 \equiv$ I 1979 r.

Wzór ten nie tylko dobrze pasuje w przedziale aproksymacji, ale i poza nim. Dlatego proponuję nazwać go standardowym rokiem termicznym dla Zakopanego. Na rysunku 2 zamieszczono jego wykres i miary dopasowania do danych empirycznych. Podobnie znajdujemy opis zmienności średniej temperatury dla Warszawy. Na podstawie danych z lat 1979–1982, zamieszczonych w tablicy 2, obliczamy:

$$\sum_{t=1}^{n} w_t = 361;$$

$$\sum_{t=1}^{n} w_t \cos\frac{\pi t}{6} = -216{,}369;$$

$$\sum_{t=1}^{n} w_t \sin\frac{\pi t}{6} = -144{,}876.$$

Korzystając ze wzorów (14) dla zmienności sezonowej, opisujemy średnią temperaturę (w°C) dla Warszawy:

$$\hat{w}_t = 7{,}52 - 10{,}61 \cdot \sin\left(\frac{\pi t}{6} + 1{,}189\right),$$

gdzie $t = 1 \equiv$ I 1979 r.

Na rysunku 2 zamieszczono jej wykres i miary dopasowania w przedziale aproksymacji.

Literatura

BOX G.E.P., JENKINS G.M. 1983: *Analiza szeregów czasowych. Prognoza i sterowanie.* PWN, Warszawa.

GUTRY-KORYCKA M., BORYCZKA J. 1990: *Długookresowe zmiany elementów bilansu wodnego w Polsce i w zlewisku Bałtyku.* Przegląd Geofizyczny, XXXV; 3–4.

RYŻYK J.M., GRADSZTEJN J.S. 1964: *Tablice całek, sum, szeregów i iloczynów.* PWN, Warszawa.

SMOLIK S. 1989: *Użyteczność modelu tendencji rozwojowej w prognozie rolniczej.* Biul. Inform. Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie, 27.

SMOLIK S. 1995: *Opis standardowego roku opadowego wybranej miejscowości.* Mat. na symp. nauk.: Monitorowanie i modelowanie procesów hydrologicznych w zmieniającym się środowisku.

TABLICA 1. Średnie miesięczne temperatury powietrza w Zakopanem w latach 1973–1987 (°C)

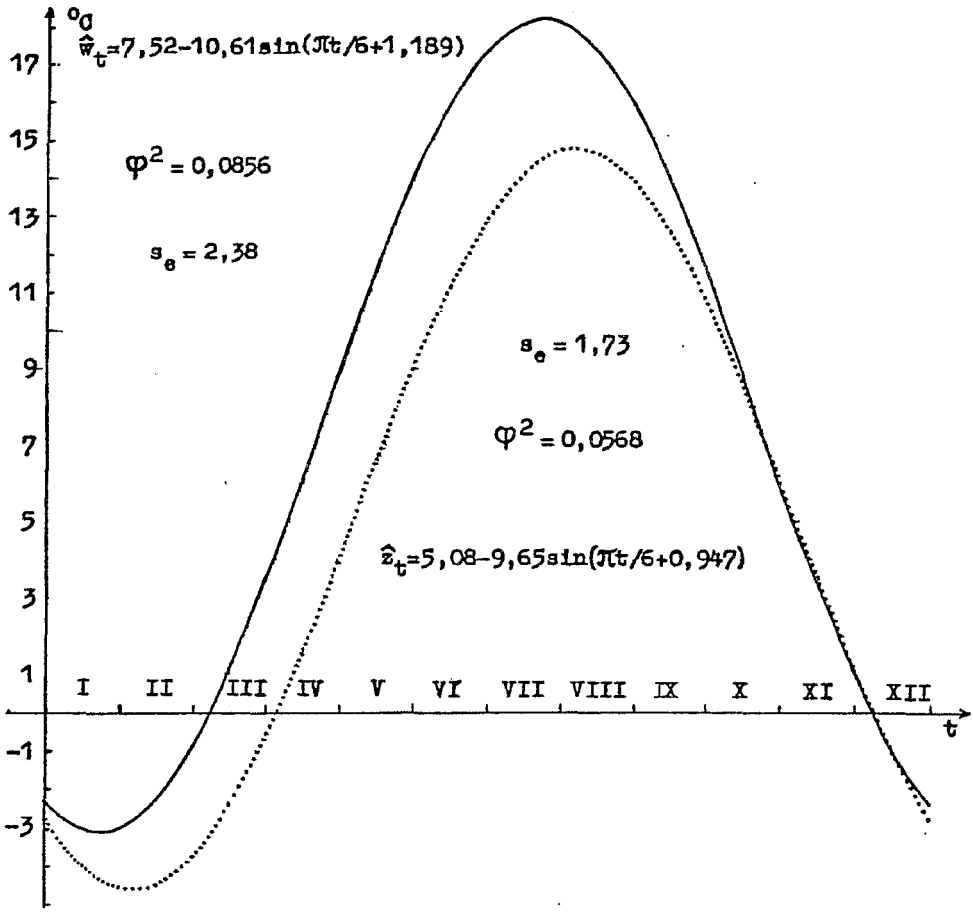
Lata	Miesiąc											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1973	–3,4	–1,8	–0,6	3,6	10,2	12,2	14,0	13,9	10,1	4,7	–1,5	–2,6
1974	–2,5	0,4	3,2	4,2	8,4	10,8	13,2	15,6	10,7	2,8	0,4	–0,9
1975	–0,4	–4,2	2,4	4,5	10,6	12,4	14,8	14,0	12,6	6,1	–0,4	–2,4
1976	–4,7	–4,0	–4,2	4,6	9,4	12,0	14,8	11,4	9,6	8,5	3,0	–3,7
1977	–2,2	–1,1	2,9	3,6	9,9	12,9	13,3	13,2	8,2	7,4	2,3	–4,6
1978	–3,5	–4,5	1,1	3,2	8,0	11,6	12,5	12,0	8,8	6,2	0,9	–2,9
1979	–6,5	–3,6	2,1	3,6	10,7	14,5	12,3	13,2	11,4	4,5	1,4	1,4
1980	–7,1	–2,2	–1,7	2,4	6,4	11,8	13,3	13,2	9,4	6,2	–0,8	–3,4
1981	–6,7	–3,3	3,3	3,8	10,4	13,9	14,3	13,1	11,1	7,0	0,0	–4,1
1982	–6,5	–4,8	0,8	1,8	10,8	13,4	14,7	14,9	13,3	7,5	3,1	–0,5
1983	–0,7	–4,9	1,4	7,9	12,7	12,8	15,9	14,3	11,6	6,0	–0,8	–1,9
1984	–2,8	–4,4	–2,2	4,6	10,2	11,2	12,4	13,8	10,7	8,0	2,1	–4,0
1985	–9,2	–9,3	0,8	5,0	10,9	10,3	14,3	14,4	10,1	5,2	–1,8	0,5
1986	–4,5	–9,1	0,6	7,7	11,8	12,5	13,7	14,3	9,9	6,0	2,0	–2,7
1987	–10,0	–2,4	–6,2	4,7	8,2	13,6	16,1	12,1	12,1	7,5	1,8	–3,2

Źródło: Rocznik Statystyczny z lat 1974–1989; opracowanie własne.

TABLICA 2. Średnie miesięczne temperatury powietrza w Warszawie – Okęciu (°C) w latach 1973–1987

Rok	Miesiąc												
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Suma
1973	–2,8	1,3	3,9	7,0	13,0	16,4	18,2	17,8	12,8	6,2	1,4	–0,8	94,4
1974	–1,2	2,1	4,6	7,3	11,3	14,7	15,8	18,1	13,4	6,6	3,4	2,3	98,4
1975	2,6	–0,6	4,5	7,0	15,0	16,5	19,6	18,9	15,6	8,0	1,5	0,7	109,3
1976	–2,5	–4,2	–0,9	7,9	12,2	15,2	18,8	15,8	13,1	6,9	4,6	–1,2	85,7
1977	–1,9	0,1	5,4	6,4	12,7	17,5	16,3	16,1	11,2	9,0	5,2	–0,8	97,2
1978	–1,4	–4,5	3,2	6,4	12,2	15,5	16,2	15,9	11,1	8,5	5,1	–4,1	84,1
1979	–6,2	–5,9	1,7	6,8	14,7	19,8	15,0	16,8	13,6	6,0	2,9	1,4	86,6
1980	–6,3	–1,6	–0,4	6,6	9,9	15,6	16,6	16,5	12,6	8,3	1,9	–0,7	79,0
1981	–3,3	–0,9	3,9	5,9	14,1	17,0	18,0	16,6	14,0	8,8	3,4	–3,6	93,9
1982	–3,6	–2,0	3,5	5,6	14,2	15,8	19,2	19,3	15,1	8,7	4,6	1,1	101,5
1983	3,2	–2,6	4,0	9,7	15,6	17,0	19,4	18,5	14,6	8,7	2,0	–0,8	109,3
1984	0,2	–1,7	1,1	9,1	13,6	14,4	15,7	18,0	13,3	10,3	2,1	–1,3	94,8
1985	–8,2	–9,2	2,0	8,4	15,2	14,8	17,3	18,0	12,2	8,0	0,7	1,6	80,8
1986	–1,5	–9,6	1,9	8,9	14,7	16,8	17,8	17,3	11,2	8,0	5,1	–0,3	90,3
1987	–12,3	–0,9	–2,2	7,1	12,1	15,8	17,9	15,2	12,8	8,5	4,0	0,8	78,8

Źródło: Rocznik Statystyczny z lat 1974–1988; opracowanie własne.



RYSUNEK 2. Standardowy rok termiczny w Warszawie i Zakopanem ($\hat{z}_t$)

Adres autora
S. Smolik
Katedra Zastosowań Matematyki SGGW
02–787 Warszawa, ul Nowoursynowska 166

Wojciech BUCZEK, Jacek HAŁKOWSKI, Paweł ORŁOWSKI, Tadeusz POPLAWSKI

Wykorzystanie techniki GPS w pracach związanych z kształtowaniem i ochroną środowiska

Abstract

Global Positioning System – new power in environmental studies. This paper presents the Global Positioning System (GPS) and its applications in the field of environmental studies.

Besides describing a range of the typical geodetic and mapping applications, authors discuss the following field applications using GPS:

- measurements in remote and inaccessible areas (marshes, bogs, swamps, ets.),
- collection of land information in woodlands,
- inventory of plants specific to the area,
- establishment of the boundaries for exclusive areas such as National Parks or ecological reservations,
- evaluation of environmental changes incurred by mining activities,
- inventory of geological borcholes, meteorological stations and permanent sensors gathering the data on water and/or atmospherie of unauthorized landfills,
- monitoring of authorized landfills.

In conclusion, the authors propose the optimal (cost vs. performance) configuration for GPS system that could be used to execute the tasks described above.

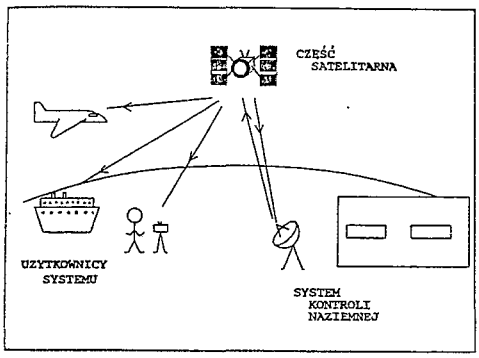
Wstęp

GPS (Global Positioning System) jest technologią satelitarną, umożliwiającą wyznaczanie położenia punktów naziemnych w jednolitym, globalnym, trójwymiarowym układzie współrzędnych WGS 84 (x, y, z) z początkiem układu w centrum mas Ziemi.

Cel osiąga się poprzez jednoczesny pomiar odległości do czterech lub większej liczby satelitów o znanych współrzędnych. Podstawową zaletą tego systemu jest jego wysoka dokładność wyznaczania współrzędnych wektorów łączących punkty, na których prowadzi się obserwacje. Dokładność ta jest możliwa do osiągnięcia niezależnie od pory dnia i nocy, odległości między punktami, ich wzajemnej widoczności oraz w stosunkowo krótkim czasie obserwacji. Proces obserwacyjny i obliczeniowy jest całkowicie zautomatyzowany. Wyniki otrzymujemy w postaci cyfrowej nadającej się do dalszego opracowania komputerowego.

Konfiguracja systemu

System składa się z trzech segmentów (rys. 1):



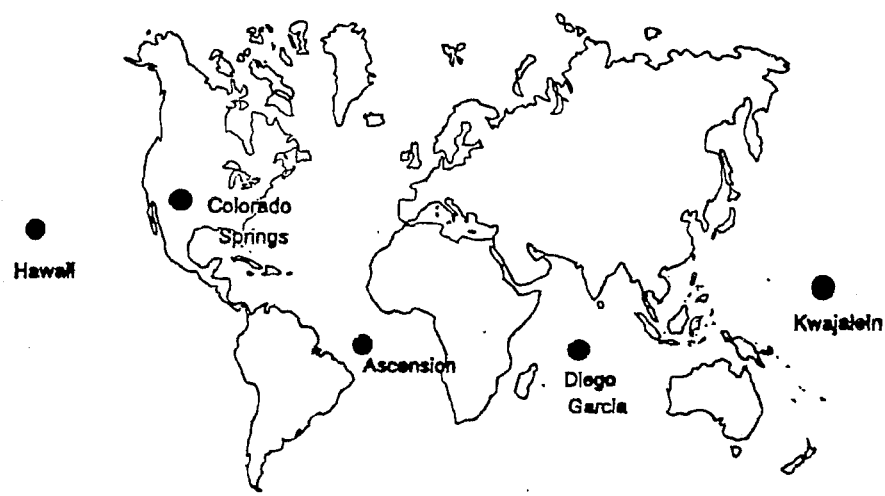
RYSUNEK 1. Konfiguracja systemu GPS

• **segment satelitarny** – to 24 aktywne satelity, które umieszczone są na sześciu orbitach o nachyleniu 55° do równika, na wysokości 20 183 km, o czasie obiegu 24 godziny. Każdy satelita ma na pokładzie bardzo precyzyjny cezowy zegar atomowy i każdy z nich emituje nieprzerwanie własny unikatowy kod.

• **segment kontrolny** – składa się z pięciu stacji: Hawaje, Colorado Spring, Ascension, Diego Garcia i Kwajalein (rys. 2). Stacje kontrolne nieustannie monitorują i sprawdzają satelity, a także atmosferę. Stacja centralna w Colorado Spring kieruje pozostałymi stacjami śledzącymi, opracowuje ich obserwacje, a także oblicza i wprowadza poprawki do zegarów satelitów i ich położenie.

• **segment użytkowników** – to wszyscy ci, którzy są właścicielami odbiorników i którzy je wykorzystują.

Właścicielem systemu GPS jest Departament Obrony USA. Sygnał systemu jest dostępny na całym świecie bez opłat za użytkowanie, 24 godziny na dobę. Ciągłość pracy systemu oraz jego dostępność



RYSUNEK 2. Rozmieszczenie stacji segmentu kontrolnego GPS

są gwarantowane przez rząd Stanów Zjednoczonych.

Zastosowanie systemu

Pomiar osnów. Stosując odpowiedniej klasy odbiorniki i odpowiednie metody pomiarowe i obliczeniowe, możliwe są do uzyskania dokładności wyznaczania punktu rzędu ± 1–2 cm. Zapewnia to dokładność stawianą osnowom państwowym I klasy dokładności, II klasy osnowy szczegółowej oraz sieciom o niższych wymaganiach dokładnościowych.

Korzystając z systemu możemy więc traktować osnowę jako zbiór jednakowo dokładnych punktów, a nie jako związek liniowo-kątowy.

W ten sposób oprócz sieci do pomiarów metodami geodezyjnymi, możemy mierzyć współrzędne *F*-punktów, *P*-punktów i *Z*-punktów potrzebne do rozwijania bloków aerotriangulacji, z której dane wykorzystywane będą dla tworzenia map numerycznych, cyfrowych ortofotomap czy zbiorów punktowych typu rastrowego.

Kontrola produktów kartograficznych. Kontrola ta związana jest z porównaniem położenia obiektów określonych na mapie z ich położeniami terenowymi. Wyniki tego porównania pozwalają na odrzucenie lub zaakceptowanie mapy pod względem jej kartometryczności. Wymagana dokładność pomiaru zależy od skali mapy.

Pomiary w terenach trudno dostępnych lub tylko czasowo dostępnych. Mamy tu na myśli głównie bagna i rozlewiska oraz tereny dotknięte powodzią. Specyfika pomiarów GPS powoduje, że nie musimy nawiązywać pomiarów do istniejącej na danym terenie osnowy geodezyjnej. Jedynym problemem jest problem z dotarciem do miejsca, gdzie mamy wykonać pomiar. Jego dokładność nie będzie też w żaden sposób uzależniona od oddziaływań środowiska. Na tego typu terenach powinno się używać odbiorników i metod takich, jak do zakładania osnów i badań kartometryczności map, gdyż zwykle pomiary nasze służą jako osnowa i punkty kontrolne dla technik fotogrametrycznych i tworzenia baz danych o terenie i map.

Pomiary dla potrzeb tworzenia katastru gruntowego. Możliwość uzyskania odpowiedniej dokładności wyznaczenia położenia punktu rzędu ± 1 – 2 cm powoduje, że systemy GPS stają się, szczególnie w terenach niezurbanizowanych, podstawową metodą wyznaczania punktów załamania granic działek lub obiektów. Szczególne zastosowanie widzimy tu do wyznaczania granic parków narodowych i rezerwatów.

Pomiary na potrzeby monitoringu środowiska i tworzenia baz danych GIS. Pod tym szerokim pojęciem rozumiemy pomiary pozycji obiektów: punktowych, liniowych i obszarowych wraz z ich cechami i atrybutami, które charakteryzują środowisko i jego stan. Mogą to być, dla przykładu, pomiary kontrolne budowli, inwentaryzacje szkód górniczych i wysypisk śmieci, rejestracje miejsc skażenia środowiska czy też obszarów występowania interesujących nas fitocenoz czy zoocenoz.

PROPONOWANE ZESTAWY POMIAROWE

Zastosowanie	Wymagane dokładności pomiaru	Proponowany system
Pomiar osnów	1 – 2 cm	Trimble SS I 4000
Pomiary kontrolne obiektów	1 – 2 cm	Trimble SS I 4000
Pomiary na potrzeby katastru gruntowego	1 – 5 cm	Trimble SS I 4000
Kontrola produktów kartograficznych	1 – 10 cm	Trimble SS I 4000
Pomiary w terenach trudno dostępnych	1 – 10 cm	Trimble SS I 4000
Zbieranie danych do tworzenia map tematycznych	10 cm – 2 m	Trimble Pathfinder Pro XL Geoexplorer
GIS środowiskowe	2 – 5 m	Trimble Pathfinder Pro XL Geoexplorer
Występowanie gatunków	powyżej 10 m	Trimble Pathfinder Pro XL

Zastosowanie zestawu typu odbiornik GPS – "czujnik" jest nieograniczone pod względem zastosowań, jak też uzyskiwanych dokładności. Za każdym jednak razem należy zastanowić się nad naszymi potrzebami – czy zabrać w teren odbiornik typu geodezyjnego czy odbiornik typu GIS-owskiego, przystosowany do zbierania i kodowania wszechstronnej informacji terenowej.

Wnioski

Systemy GPS ze względu na swoje zalety powinny być szeroko stosowane do badań środowiskowych. Używając tej technologii otrzymujemy:

- precyzyjne wyniki pomiaru w jednolitym globalnym układzie współrzędnych,
- nie ingerujemy w środowisko, gdyż nie są konieczne wizury między punktami, a "zespół pomiarowy" może się składać z jednej osoby,
- pomiary prowadzić możemy w każdych warunkach atmosferycznych i terenowych przez całą dobę.

Adresy autorów
W. Buczek, J. Hałkowski, P. Orłowski
Katedra Geodezji i Fotogrametrii SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
T. Poplawski
Business Development Manager f–y
Ttimble – Krakow

Irfan GIRGIN, Cahit ÇELIK, Ruşen SARSU

A land information system for land consolidation and management

Abstract

In this paper, a sound land information system which was developed for the Southeastern Anatolian Project is discussed. This system serves to collect all alphanumerical and graphical data required on lots, farm holdings, land qualities, roads, canals, fixed installations, existing farming systems and so forth and then to process data to design a reallotment and land use plan.

The system consists of graphical and ownership data bases which work interactively. The data for the graphical data base is obtained by digitizing topographical and cadastral maps and surveying in the field. The ownership data base includes the registration data, demands of farmers, fixed installation on site and current farming systems.

The mathematical optimisation model which was developed during the reallocation procedure depends on the integration of linear programming; Vogel Approximotion Method and Stepping Stone Algorithms. By using this algorithm it may easily be found how much land is allocated to each farm holding and on which blocks this allocated land will be.

Key words: Land information system, Optimization, Land consolidation

Introduction

Land consolidation is of a very complex nature and it is a time consuming process. Furthermore, there is an enormous quantity of data which complicates the process. Therefore a sound Land Information System (LIS) is needed in order to provide the data in form of a product or service.

Several countries in the world are involved in the development of their own information system, by taking advantage of the technological advances on the computer devices. As a result of these improvements, it is observed that so many countries such as Finland, the Netherlands and the others, put LIS and Geographical Information System (GIS) into application on land development operations, basicaly on land consolidation (Tenkanen 1990; Lemmen 1990).

Land consolidation has been also intended for a long time, for rehabilitation of irrigated land, in Türkiye. But its importance has augmented more than expected when the Southeastern Anatolian Project (SAP) was put into implementation so that a priority has been given to land management issues, including consolidation to realize the development objectives.

The SAP is the most significant development attempt in Türkiye. It is compo-

sed of 13 sub-projects primarily for irrigation and hydro-energy production which spread over an area of 70000 sq. km. and cover the plains incorporating wholly or partially eight provinces in that region. Harran Plain, which is one of the sub-projects covering 142.000 ha of land, has priority in the application of the project. It was envisaged to implement the irrigation schemes as a driving force with the concomitant provision of the new land arrangements. This let the government starts the work on land consolidation.

The land consolidation and land use planning works are begin carried out under the supervision of Agrarian Reform Agency (ARA) with the contributions of the related governmental institutions. A computer based land information system called ARA-LIS from now has been developed by a group of experts and into implementation in order to facilitate the works mentioned above.

General description of ARA-LIS

The ARA which is conducting the land reform studies in the Harran Plain, as stated in the Agrarian Reform Law nr. 3083, is responsible of eliminating the problems in the agricultural structure and taking the required measures for providing the technological development and agricultural productivity. The first group of these measures is related with land ownership and the second group is related with the productivity of the farm holdings.

The operations concerning the land ownership, such as land consolidation studies, accept the land parcels as the fundamental spatial unit and they require information on the attributes and positions the of the parcels. The characteristics of the soil on the other hand is often referred for land use planning and land grading. Performance of all these operations depends on the establishment of necessary interrelation with the other information resources. The established system is linked to all other information system owing to the reasons mentioned above.

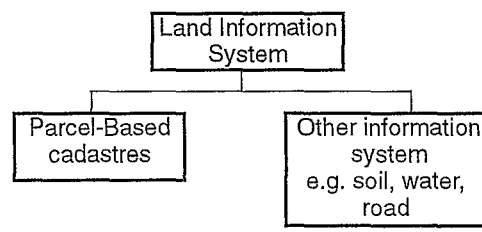


FIGURE 1 . Diagram of Taxonomic Arrangement

As it is seen in Fig. 1, the most important part of this system is related with the cadastre. The cadastre is the principal source of the land ownership information. On the other hand, it has two benefits. One of its most important benefit is to fix the land ownership and the other is to facilitate the land reform programme (Dale and McLaughlin 1988). So the established system is closely interrelated with the cadastral information system.

The ARA-LIS, as shown in Fig.2, consists of three sub-systems, which are graphical, land ownership and leasing and expropriation sub-systems. These sub-systems facilitate gathering, storing,

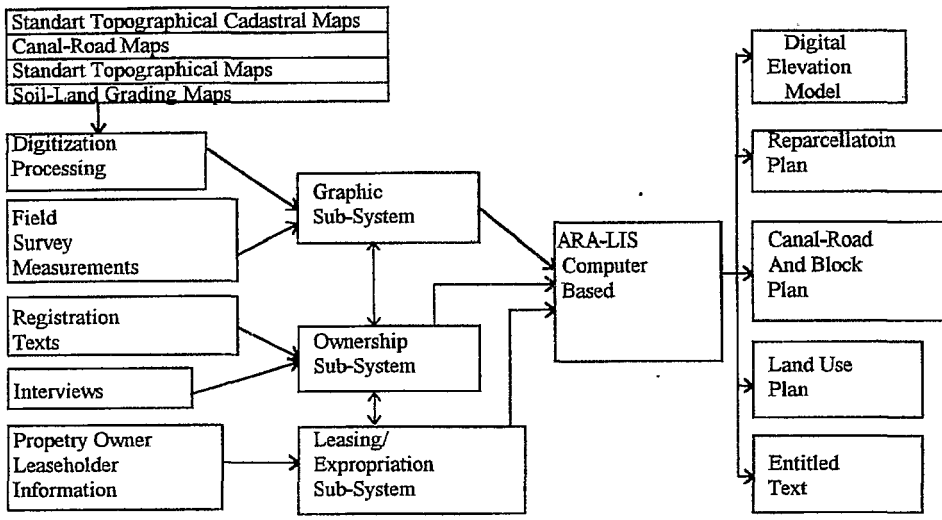


FIGURE 2. Structural Diagram of ARA-LIS

processing and analysing of the data from various information sources and orientation of the operations such as data manipulation, digitization and digital map production.

The LIS is supported with a computer system having the required capacity. The maps consisting of graphical data are transferred into the computer media via Data General DS 7540 Graphic Workstation. The Calcomp 91361 digitizers and Calcomp 1023 and 1042 pen plotters are connected to the workstation. The graphical workstation has a 8 MB main memory, 320 MB disc memory and 4 GB virtual memory. A McDonnel Douglas 5400 data entry system is used for the transfer of alphanumerical data into the computer media.

Data Bases

The ARA-LIS consists of two main data bases which are graphical and land ownership date bases. These two data bases have been formed in a way to operate either interactively or independently. This system contains all kinds of files from sequential file to relation data base files.

Graphical Data Base

Formation of the graphical data base and the data base operations are begin performed with the Graphic Editor software based on the Graphic Kernel System which has been developed by the expert. This software is capable of performing all kind of editing operations, finding the coordinates of the corners of the parcels, blocks, soil grading boundaries and any polygon, curve fitting on the selected lines, area and length calculations on selected polygons, uniform and nonuniform magnifying and reduction of these areas, zooming, copying and pasting of the information pieces.

Both graphical and non-graphical data is contained the graphical data base. These data is obtained by way of digiti-

zing the maps, field surveying, soil survey and land grading works.

Data Obtained by Digitization

Digital land information is stored in the data base in vectoral form. This information contains three types of geometrical entities. These are points, lines and areas in due order.

As shown in Fig. 3, data on contour lines, land parcel information (e.g. boundaries, numbers, fixed installations on it, etc), canals, roads, electrical lines, land uses characteristics and soil grades is entered into the graphical data base with the digitization of the sheets of the maps having different characteristics.

During the process of digitization, a special interpretation programme is used. By means of this programme types of the digitized data is interpreted and the desktop coordinates are first converted to centimetric codes and then to geographical codes by making use of the Affine Method (Yasayan 1981).

The map sheets which are drawn by means of digitization method are being added to the graphical data base after being verified and updated with Graphical Editor Programme.

Data Obtained by Field Surveys

Another source of the graphical data within the system is the field surveys which include the measuring of the coordinates of fixed installations, roads under construction, existing canals, the canal applications which have to be constructed, the updated sections of the soil grades, etc. Electronic tachometers are used in these surveys and the data recorded using RSC 32 is entered into the graphical data base. The alphanumeric codes obtained on the site are being converted into the numerical codes on the other hand.

Data Obtained by Soil and Land Indexing Studies

The fundamental point in the land consolidation studies in Türkiye is to maintain the value of the land given to the farm holdings equal to the value of the land they owned before consolidation. For this reason the land is evaluated by a commitee of farmers and agricultural experts in line with the provisions of the Law nr. 3083. The following procedure is applied while evaluating the land: (1) Soil experts conduct their studies on the soil and the land is evaluated by the Storie Index Method. Soil index maps are prepared and the index values and map symbols are placed on the maps. The land grading commitee fixes the current value of the land parcel by taking the factors such as the kinds of cultivable plants on that land parcel and the plants which have the probability of being cultivated on that land, soil characteristics, etc into account. (2) The highest of the current values of the land parcels is given the value 100 points and the rest is graded relative to this value. The unit value of each parcel is calculated by taking the half of the sum of the soil index and current value in points. The land with the highest unit value is accepted as the first grade land and the rest of the land is classified accordingly. There are coefficients for each land parcel for equalizing them to the first grade parcels. By using these coefficients real areas and first grade land equivalents of the land parcels, farm holdings and land registration units are provided.

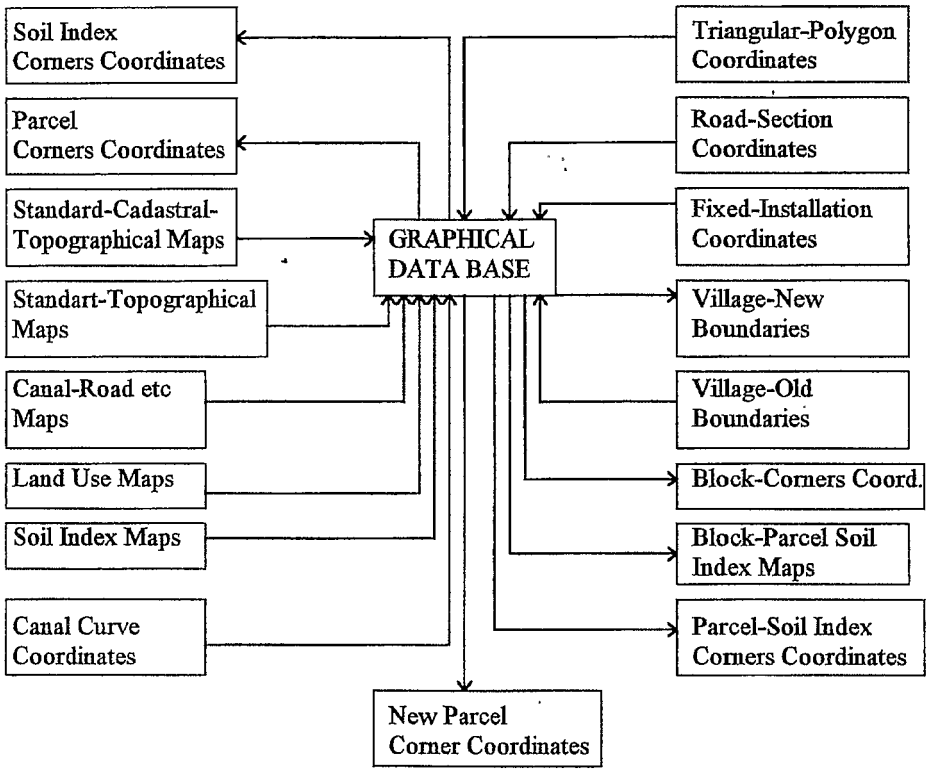


FIGURE 3. Graphical Database Diagram

The information on the soil indices, map symbols, land utilisation categories and current values of the land are entered into the graphical data base. Calculations and conversion tables are obtained with programmes developed on the computer basis.

Another component of the graphical data base is the digital elevation model (DEM). The purpose of the DEM is to determine the areas requiring land leveling and drainage. The contour-lines are formed and drawn by gridding the 1/5000 scale map sections which have been digitized before for DEM (Özer 1989).

Ownership Data Base

The ownership data base operates with Sequential Quarry Language (SQL) one of the languages of the relational data base. This data base and data entry into it is completely alphanumeric and it is on the village basis (Fig. 4).

The data entered into the ownership data base is obtained from land registers, interviews with the farmers, records of the ARA and the graphical data base. The information entered is as follows:

(1) The data on the land parcels, areas of the land parcels, specifications of the land parcels, owners of the land parcels and shares of these owners, easements,

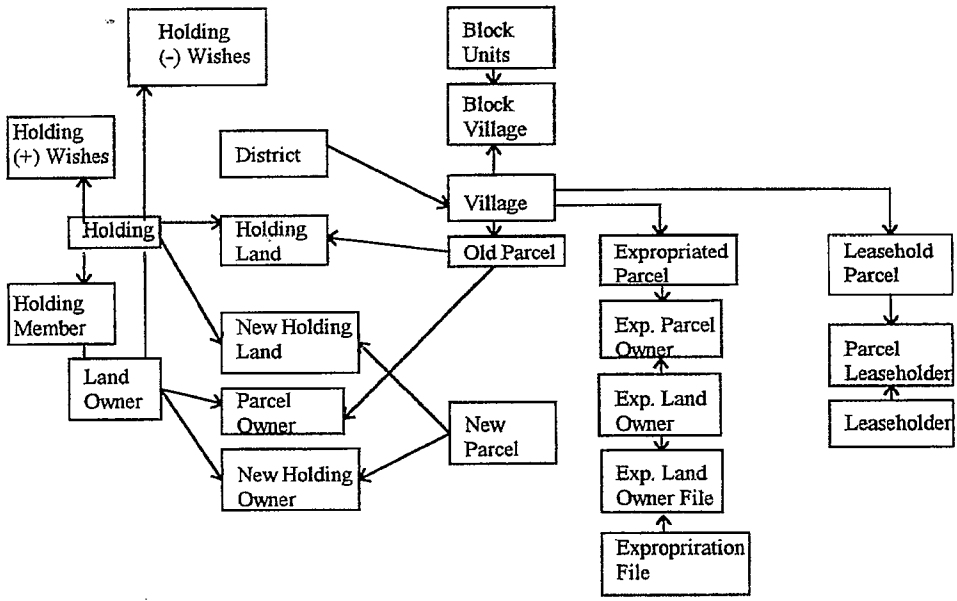


FIGURE 4. Ownership Data Base Diagram

reserves, comments, etc which are obtained from the land registers at the General Directorate of Land Registration and Ownership.

(2) After the formation of the information on the parcels and their owners correctly, the lists are checked by making interviews with the farmers. This study which is one of the most important step of the land consolidation aims at determining the preferences of the agricultural farm holdings among the new land blocks, the relationships among the relatives, occupations of the farmers, the farm holdings which they want to be neighbours with and those they do not want to be neighbours with and the agricultural products they cultivate. Some questionnaires are used for this purpose. All the information on the surveys are transferred into the data base.

(3) Expropriation information which includes all the data on the parcels owned by those who own more land than the amount envisaged in the law and a portion of the land of which have been expropriated.

(4) The expropriated land or the state owned land is either distributed or leased to the farmers. The Agrarian Reform Agency enters the information on the farmers who demand leasing land, to whom land is leased, the leased land, the methods of utilisation of the leased land, etc. into the data base.

(5) The unit values of the land parcels, their areas converted to first grade land and their real areas which are calculated on the graphical data base are entered into the data base.

(6) The newly formed land blocks, the real area covered by them in the villa-

ges, their equivalent area in terms of first grade land, unit values of the land parcels and the information on non-agricultural land are all recorded in the data base.

(7) Finally the data on ownership, land size, shares, specifications per new parcellation scheme are entered into the data base and the required data is obtained in form of the list.

The methodology of reparcellation

The most important part of land consolidation is the formation of land blocks and placing of the land parcels within these blocks. The formation of the land blocks is performed by taking the land use plan, existing or planned irrigation, drainage and road network into account during the phase of creation of the graphical data base as mentioned before.The other important step is the placing of the parcels in the blocks, that is the preparation of the land percellation plan. For this purpose, first the land owned by the farm holdings is calculated in terms of first grade land. Then the amount of first grade land in each block is calculated by using the Block Parcel Soil Grading intersection files. Thus, the village area, areas of blocks and the total area of the farm holdings are equalized on the same basis.

Mathematical Modelling of Land Allocation

The most important step in preparing the new parcellation plan is to fix how much land will be allocated to each farm holding and on which block this land will be. This process is being conducted with a mathematical optimisation model developed by the study group. This model depends on the transport model which is one of the operational research techniques. The software developed for this purpose is formed with the integration of the VAM and stepping stone algorithms. The equation of this algorithms employs the minimization of the product of the land to be allocated and the cost factor. It is given as follows:

$$Min\left(\sum_{I=1}^{N}\sum_{j=1}^{M} C_{ij} A_{ij}\right)$$

$$\forall\, i = 1,\ldots, N;\ \forall\, j = 1,\ldots, M \qquad (1)$$

By using this equation it is possible to determine how much on which land block first grade equivalent land (A_{ij}) will be allocated to each farm holding. The cost factor (C_{ij}) must be calculated first of all. This cost factor is calculated with the following equation:

$$C_{ij} = \frac{L_{ij}\, S_{ij}\, t_{ij}}{a_{ij}/b_j} \qquad (2)$$

e

Where

L_{ij} = Distance of the ith farm holding to the jth block (m)

S_{ij} = A coefficient for indicating whether ith farm holding has fixed installations on jth block (either 0.25 or 1.0)

t_{ij} = Coefficient indicating whether the ith farm holding has any preference for the jth block and in case it has such a preference grading of this (A farm holding can have a maximum of three prefe-

rences. This coefficient varies in the sequence of 0.42, 0.50 and 0.59 depending on the preference. If there is no preference it is automatically 1.0)

b_j = Total first grade land in jth block.

a_{ij} = Total first grade land of the ith farm holding in the jth block. It is calculated with the following formula:

$$a_{ij} = M_{ikq} H_{ikq} p_{qj} \quad (3)$$

Where

M_{ikq} = Total number of the owners of the ith farm holding

H_{ikq} = The share of the kth owner of the ith farm holding on parcel q.

p_{qj} = Variable indicating whether the qth parcel of the ith farm holding is in block j, and the first grade equivalent area if so.

and

$$x = [e^{a_{ij}/b_j}]^{-1} \quad (4)$$

Where

x_{ij} = Coefficient indicating whether the ith farm holding is on the desired block.

The fundamental factor in the Eqn. (2) given is the distance of the farm holding to the blocks. The other components of the equation have been manipulated for reducing the cost factor. This stems from the conditions of the district in which land consolidation studies are being conducted. If any farm holding has an installation in block j, owns the whole of this block and made its preference for this block then Sij * xij * tij product must converge to zero provided that S_{ij}# 0, x_{ij}#0 and t_{ij}#0. The case which provides all these conditions is called the absolute case. If so, the land must be allocated to the owner who has the fixed installation on it.

This conditions can be provided by S_{ij}'s reduction of the effect of the distance in an independent manner from the other coefficient. The coefficient S_{ij} has been calculated to attain 0.25 by taking the conditions of the region into account.

The coefficient in the equation have been sequenced as S_{ij}, x_{ij} and t_{ij} in the order of importance. In this case coefficient x_{ij} will be the geometrical average of the coefficient S_{ij} and t_{ij}. The calculations revealed that x_{ij} =1/e. Also, as the ratio of the share of any farm holding within a block is important, coefficient x_{ij} has been deemed to equal to Eqn. 4.

Similarly, t_{ij} has been calculated as 0.54 by taking into account the fact that the product of S_{ij}, x_{ij} and t_{ij} coefficient converge to zero and the condition of geometrical average. The importance assigned to the sequence of preference on the other hand rendered the variation of t_{ij} in a certain interval necessary. In this way the values given above in the explanation of the equation (2) have been calculated.

For determining the land to be allocated to the farm holdings, the cost factor is calculated first of all and then the desired result is obtained by using the computer programme developed for transport model. In this way, the first draft output which will constitute the basis of the design is obtained.

In placing the land parcels on the desired blocks on the other hand a specifically developed reparcellation programme which is placed within the graphical editor programme is used. It is po-

ssible to divide any block into the desired number of equal parcels by defining a starting point and a parcellation divisor vector from outside. The prepared plan updates the graphical data base and the new ownership structure updates ownership data base.

The new parcellation plan is drawn as a map sheet with 1/5000 scale after the necessary approvals are obtained and a list of coordinates is prepared. The application works on site are started under the light of this new plan. The block and parcel corner coordinates are measured again after application to the land, they are checked and the necessary corrections are performed on them.

Output of the system

The land use plan of the worked land has been prepared within a period of two years with the application of the ARA-LIS.

The land utilisation plan has been designed in line with the fundamentals given in FAO (1989). A total of 26 irrigated land utilisation types of which is in the category of horticulture, 13 in the category of field agriculture and 7 in the field vegetable growing have been determined. In addition to these, 9 land use types have been defined for dry farming and an additional 6 land use types for field other than agriculture. Afterwards, the economic analysis of the land use types have been performed according to the properties of the known mapping units. As a result, an extensive land use plan has been developed.

Land consolidation works have been carried out on the village basis. The consolidation works of 26 village on a total approximate area of 20.000 ha has been completed up to now. During the studies, the boundaries of villages have been corrected as cited in the methodologic explanations and new parcellation plans conforming to the irrigation plans have been produced.

The fragmented land of village and a farm holding in this village before the land consolidation is given in Appendix 1a. Appendix 1b on the other hand displays the new parcellation plan and the corrected boundaries of this village. Similarly, the land allocated to the above-mentioned farm holding has been marked on the map. All these plans are the outcome of computer aided ARA-LIS and the softwares utilised in this process. The system can also provide data in form of texts. The information of the mentioned farm holding before and after land consolidation has been given as an example of this in this in Table 1.

As it may be seen a farmer who previously had shares at 9 different locations has been given a single parcel of land which also provides the conditions in the methodology of the system. However, it is not always possible to allocate the land in pieces in form of a single land. The result depends on the optimum solution of the mathematical model employed in the process.

Conclusion

The result of the developed system and the planning technique can be discussed for several aspects.

TABLE 1. Outline of Reparcellation

Parcel number	Parcel area(sq.m)	Share ratio	Share Of real Area (sq.m)	First grade area (sq.m)	Parcel value grade
Old configuration					
65	41250	1120/18144	2546	2037	78.00
74	20400	1120/18144	1259	1007	78.00
75	29200	8900/290304	895	716	78.00
78	142125	659/18144	5162	4149	78.37
79	55600	659.18144	3218	2589	78.45
87	39400	3379/10368	12841	10273	78.00
89	40500	1120/18144	2500	2000	78.00
90	21400	8900/290304	656	525	78.00
265	25317	1540/6048	6446	5846	88.42
		Total:	35523	29142	
New configruation					
116/3	36426	1/1	36426	29142	78.0
		Total:	36426	29142	

(1) First of all the system is connected to the information system which is under the control of the other state agencies. The dependency may cause some delays in the data flow.

(2) The system has accelerated land use planning and consolidation studies to great extent. Now it is possible to manipulate numerous data required for the execution of the land consolidation studies.

(3) Although the developed digital elevation model assists is determining the land levelling and drainage areas, especially land levelling projects cannot be conducted with the present data outputs owing to the fact that land levelling projects require numerous sensitive land survey data.

(4) The cost factor part of the mathematical model used in reparcellation planning has been adapted to the considered region. This stems from the social structure of the region. Different cost factors may be produced for different regions and some coefficient utilised in the equations (coefficients of preference) may not be included.

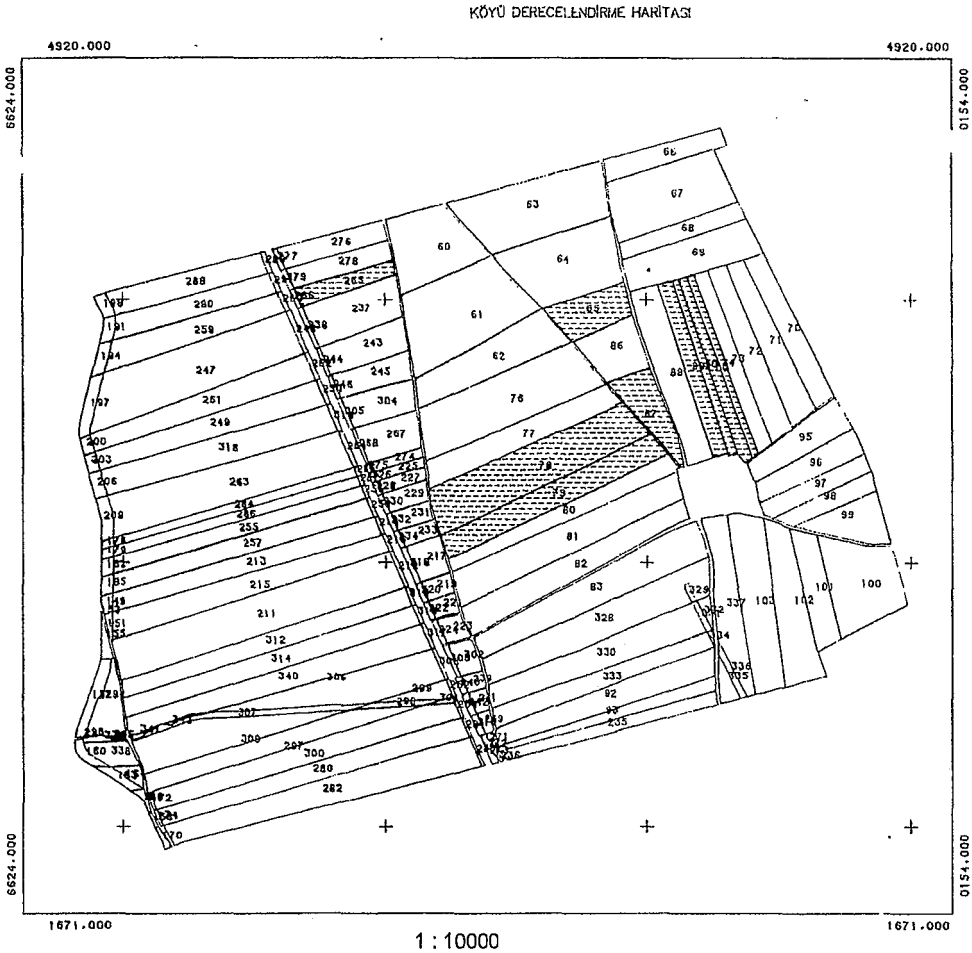
References

DALE P.F., McLAUGHLIN J.D. 1988: *Land Information Management; An Introduction with Special Reference to Cadastral Problems on Third World Countries.* Oxford University Press, New York.

FAO 1989: *Guidelines for Land Use Planning.* Rome.

LEMMEN C.H.J. 1990: *Integrated Data Processing in Land Consolidation in the Netherlands*, Proceeding of the XIXth International Congress of Surveyors. (FIG), Volume 7, 173–185.

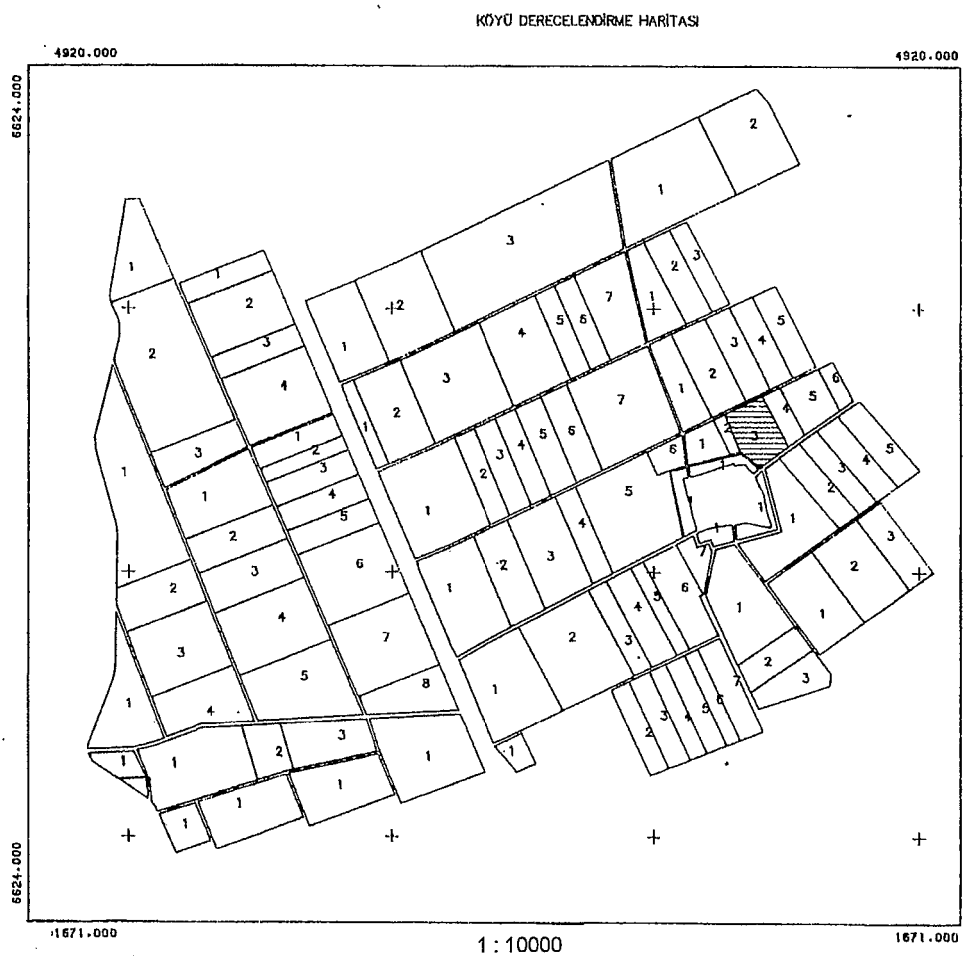
ÖZER H. 1989: *Sayisal Arazi Modeli Oluşturulmas Yöntemleri.* Harita Dergisi, 102, 15–22, Ankara.



APPENDIX 1a. Map of old Configuration

TENKANEN A. 1990. *Computer-Aided Planning in Finnish Land Consolidation, Proceeding of the XIXth International Congress of Surveyors.* (FIG), Volume 7, 325-333.

YASAYAN A. 1981: Afin Dönüşüm ve Dengelenmesi. Istanbul Univ. Orman Fakultesi Dergisi, Seri A, 31, 2, 209–220.



APPENDIX 1b. Map of New Configuration

Authors' address
I. Girgin
Agricultural Faculty, Ankara University
06110 Ankara

C. Çelik, R. Sarsu
Ücer Engineering Co., Selanik Cad. 68/12
06640 Ankara

Heronim OLENDEREK, Krzysztof BĘDKOWSKI

Rola systemów informacji przestrzennej w kształtowaniu środowiska przestrzeni wiejskiej

Abstract

The role of geografical information system in sharping the rural environment. This paper discusses the role of GIS in the process of shaping rural landscapes. Special attention was paid to the issues of nature conservation. The necessity was articulated to start the research on the methodology and methods of spatial phenomena analysis with the aid of GIS.

Key words: GIS, remote sensing, photogrammetry, environment.

Wstęp

Skomputeryzowane systemy informacji przestrzennej (SIP) znajdują zastosowanie we wszystkich dziedzinach nauki i działalności praktycznej, w których wykorzystuje się informacje o Ziemi. Przyczyn znacznego wzrostu zainteresowania SIP należy szukać w:

- nagromadzeniu obszernych i zróżnicowanych zasobów danych, przy których prowadzeniu napotkano bariery utrudniające ich racjonalne wykorzystanie,
- upowszechnieniu technik informatycznych,
- rozwoju teoretycznych podstaw metod przetwarzania informacji przestrzennych,
- docenieniu korzyści wynikających z posiadania dogodnego dostępu do wiarygodnych i aktualnych informacji, pozwalających na optymalizację procesów decyzyjnych.

Zasoby informacyjne SIP (SIT/GIS) w Polsce dotyczą przede wszystkim przestrzeni wiejskiej. Obszary te stanowią 93% powierzchni kraju, na którą przypada ponad 83% ogólnej liczby działek ewidencyjnych (Iwanicki 1995). Systemy informacji przestrzennej znajdują zastosowanie głównie w ewidencji gruntów oraz monitoringu stanu środowiska, a zrealizowane systemy charakteryzuje różny poziom szczegółowości – od systemów obejmujących gminy, aż po obszar całego kraju (Olenderek 1995).

Na poziomie gmin istnieje wiele obszarów działalności, w których występuje potrzeba wprowadzenia nowoczesnych systemów informacyjnych. Są to (Strzelecki i in. 1994):

- gospodarka przestrzenna (opracowywanie i realizacja planów przestrzennego zagospodarowania gminy,

wskazania lokalizacyjne, zieleń miejska i gminna),
- ochrona środowiska (dokumentacja stanu przyrody, ochrona złóż surowców mineralnych, ochrona środowiska, ochrona przyrody, gospodarka wodna, ochrona przed zanieczyszczeniami),
- gospodarka rolna i leśna,
- gospodarka komunalna (utrzymywanie czystości i odpowiedniego stanu sanitarnego gminy, utylizacja odpadów komunalnych, zarządzanie wysypiskami śmieci).

Opracowywane i wdrażane projekty kompleksowej komputeryzacji gmin zakładają budowę lokalnych systemów informacji przestrzennej o dwóch poziomach szczegółowości:1) wymagających informacji o każdej działce, budynku, o lokalizacji urządzeń infrastruktury z dokładnością do centymetrów (SIT), 2) koniecznych do sporządzenia i aktualizacji planu zagospodarowania przestrzennego i następnie do jego realizacji (GIS).

Obowiązujący od 1 stycznia 1995 r. nowy system prawny (Ustawa o zagospodarowaniu przestrzennym, Prawo budowlane) reformuje gospodarkę przestrzenią w Polsce. Odchodzi się od hierarchicznej struktury planów przestrzennych. Plan sporządzany jest obligatoryjnie tylko na poziomie gminy, akty planowania na szczeblu regionalnym (wojewódzkim) oraz krajowym noszą nazwę koncepcji i studiów oraz programów rządowych. Lansowana jest koncepcja budowy dwóch zintegrowanych systemów informacji przestrzennej: GIS – dla planowania ponadlokalnego, regionalnego, będącego instrumentem przestrzennej polityki państwa, oraz SIT – dla planowania miejscowego jako narzędzie realizacji lokalnej polityki przestrzennej prowadzonej przez samorządy (Materiały..., 1995).

Systemy informacji przestrzennej a miejscowe planowanie przestrzenne

Współczesne społeczeństwa, szczególnie w krajach o wysokim poziomie rozwoju gospodarczego, przywiązują coraz większą wagę do racjonalizacji korzystania z zasobów przyrody. Szczególnym wyrazem i podsumowaniem tych tendencji, a dla naszego kraju także i dodatkowym impulsem w tym kierunku, stała się Konferencja w Rio de Janeiro, 1992. Zgodnie z postanowieniami przyjętego wówczas Globalnego Programu Działań, tzw. Agendy 21 (Kozłowski 1993b), formułowane są programy ekorozwoju odnoszące się do całego kraju, a także jego określonych obszarów – regionów lub gmin. Programy te będą wpływać istotnie m.in. na kształt miejscowych (gminnych) planów zagospodarowania przestrzennego, mających obecnie nadrzędne znaczenie w stosunku do planów regionalnych i krajowych. Działania te znajdują umocnienie formalne w opracowanych centralnie dokumentach (Polityka ekologiczna państwa, 1992; Polska polityka kompleksowej ochrony zasobów leśnych, 1994) oraz aktach prawnych. Za podstawowe zadanie administracji rządowej i samorządowej oraz społeczeństwa uważa się m.in. "osiągnięcie sytuacji zapewniającej:
- trwałe funkcjonowanie systemów ekologicznych, ciągłość procesów

ekologicznych, zachowanie cennych zespołów przyrodniczych i kulturowych, pełnej różnorodności gatunków flory i fauny oraz trwałości ich puli genetycznej;
- zachowanie walorów użytkowych zasobów przyrodniczych, wzmaganie ich produkcyjności oraz biologicznej i chemicznej czystości;
- tworzenie właściwych struktur przyrodniczych w skali kraju, regionu, miasta, osiedla dla prawidłowego psychofizycznego rozwoju człowieka, skutecznej ochrony jego zdrowia i wypoczynku w kontakcie z nieskażoną przyrodą (Polityka ekologiczna państwa ...)

Spośród prac badawczych poświęconych problemom budowy systemów informacji przestrzennej dla gmin wymieńmy tylko cztery:

Politechnika Warszawska, ART w Olsztynie, Urząd Wojewódzki w Ostrołęce, Urząd Gminy w Brańszczyku, Wydział Leśny SGGW (w zakresie leśnictwa) podejmują prace nad koncepcją GIS dla gminy na przykładzie gminy Brańszczyk. Prace dotyczą przede wszystkim:
- ustalenia zakresu informacji,
- wyboru lub opracowania sposobu ich pozyskiwania, przetwarzania i gromadzenia,
- ustalenia środków technicznych, metod prezentacji przetwarzanych danych oraz zasad ich udostępniania.

Wyróżniono pięć grup informacji (Materiały..., 1995b):
- administracyjno-geograficzne (lokalizacja przestrzenna zjawisk),
- demograficzne (wiek, płeć, zatrudnienie, rozmieszczenie ludności), infrastrukturalne (budownictwo, komunikacja, energetyka, kanalizacja, wodociągi),
- gospodarcze (działy gospodarki i zatrudnienia w rolnictwie, leśnictwie, przemyśle itp.),
- stanie zagrożenia, formach ochrony środowiska i bioróżnorodności, ochronie przyrody, zagrożeniu wód i powierzchni itp.

Podstawowym problemem do rozpoznania będzie opracowanie strategii współdziałania GIS-u i SIT-u (ewidencji gruntów lub katastru).

W środowisku gdańskim powstała cyfrowa baza danych dla gminy Ełk (Materiały..., 1995). Głównym jej celem była inwentaryzacja zasobów przyrodniczych gminy oraz wspomaganie planowania przestrzennego na jej obszarze. Wykorzystano wyniki pomiarów terenowych oraz mapy: topograficzne, glebowe-rolnicze, leśne, hydrologiczne, geomorfologiczne i inne materiały źródłowe. Obszar opracowania obejmuje niespełna 8 arkuszy mapy topograficznej w skali 1 : 25 000. Biorąc pod uwagę trzy podstawowe grupy mierników środowiskowych:
- wielkość potencjałów częściowych środowiska przyrodniczego,
- stan przekształceń (degradacji) zasobów i walorów środowiska,
- potencjalną reakcję środowiska przyrodniczego na przejawy antropopresji,
- opracowano koncepcję waloryzacji przyrodniczej gminy.

Kolejne przykłady zastosowań GIS w pracach planistycznych pochodzą z prac Katedry Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej. W Zakładzie Systemów Informacji Przestrzennej i Geodezji Leśnej (ZSIPiGL) zrealizowano projekt

"Kampinos", obecnie jest realizowany projekt "Siemianówka".

Współczesny proces planowania charakteryzuje konieczność szybkiego uzyskiwania informacji o stanie rzeczywistym problemów przestrzennych, jak również związkach między różnymi planami wzajemnie podporządkowanymi lub też różnotematycznymi. Należy tu wymienić przede wszystkim związki i współzależności między planami i planowaniem zagospodarowania miejscowego i ponadlokalnego, rozwiązywanie trudnych problemów polityki przestrzennej państwa i realizacji zadań polityki regionalnej, ochrony przyrody, gospodarki wodnej i innych. Przykładem może być "Plan ochrony Kampinoskiego Parku Narodowego". Zespół autorski stanowi kilkudziesięciu naukowców z różnych ośrodków nauki w kraju. W Zakładzie Systemów Informacji Przestrzennej i Geodezji Leśnej powstała baza komputerowa stanu Parku i jego otuliny z lat 1953 i 1992. Dokonano numerycznej analizy zmian KPN, przedstawiając wyniki na różnych mapach oraz w postaci kilkudziesięciu tabel (Karaszkiewicz i.in. 1994; Piekarski 1994). O skali przedsięwzięcia świadczy liczba wykorzystanych map topograficznych (29 arkuszy w skali 1 : 10 000). Korzystano także ze zdjęć fotogrametrycznych aktualnych (spektrostrefowych) i archiwalnych (panchromatycznych).

Projekt "Siemianówka" jest realizowany w ZSIPiGL wspólnie z Centre de Biogeographie-Ecologie ENS Fontenay, St. Cloud we Francji. Jego celem jest opracowanie metody analizy krajobrazów leśnych przy użyciu GIS, teledetekcji i danych terenowych. Obszar badań dotyczy otoczenia nowego zbiornika wodnego w Siemianówce, co umożliwi uchwycenie początku procesu oddziaływania ruchu turystycznego i zmian w rolnictwie na lasy.

Znaczenie systemów informacji przestrzennej dla ochrony środowiska

Najwyższą formą ochrony przyrody jest ochrona całych obszarów zawierających cenne ekosystemy. Wyróżnia się cztery główne formy przestrzennej ochrony – parki narodowe, rezerwaty przyrody, parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu. Bardzo ważne jest prawidłowe rozpoznanie i analiza funkcjonowania tych ekosystemów w krajowym systemie obszarów chronionych.

Urzeczywistnienie koncepcji tzw. zielonych korytarzy, które połączą z innymi obszarami odizolowane dotychczas przyrodniczo ważne rejony, umożliwi migrację wielu gatunkom roślin i zwierząt, przyczyniając się do zachowania ich populacji.

Obok aktywnych form ochrony przyrody istotne są podejmowane działania natury prawnej i organizacyjnej, które mają na celu (Nowicki 1993):

- ochronę gatunkową rzadkich i zagrożonych roślin i zwierząt,
- ochronę najcenniejszych ekosystemów,
- zapewnienie trwałości lasów i wzmocnienie ich wielostronnych funkcji,

- ochronę gleb i racjonalizację ich wykorzystania,
- rehabilitację przyrodniczą terenów zdegradowanych.

Od 1990 r. prowadzona jest w Polsce inwentaryzacja przyrodnicza gmin. Zasady inwentaryzacji opracowano w Instytucie Ochrony i Kształtowania Środowiska WSP w Opolu. Zakres prac jest znaczny, obejmuje bowiem następujące elementy (Kozłowski 1993a):

- system wielkoprzestrzennych obszarów chronionych,
- rezerwaty i pomniki przyrody,
- ochronę gatunkową roślin i zwierząt,
- ochronę walorów turystycznych,
- ocenę gleb na terenie gminy,
- kierunki zmian zachodzących w środowisku,
- zagrożenia środowiskowe.

Wyniki inwentaryzacji przyrodniczej stanowią punkt wyjścia do opracowania programu ekorozwoju gminy, rozumianego jako taki sposób gospodarowania środowiskiem, który zapewnia rozwój gospodarczy, przy jednoczesnym zachowaniu walorów i zasobów przyrody.

Spośród przykładów zastosowań GIS w ochronie środowiska należy wymienić przede wszystkim Zintegrowany System Informatyczny **środowisko** z podsystemem **ochrona przyrody**, który tworzy podstawy dla rozwoju potencjalnych aplikacji GIS dla obszarów chronionych (Materiały..., 1995a). Instytut Ochrony Środowiska w Warszawie opracowuje koncepcję wymienionego podsystemu. Instytut Ochrony Przyrody PAN realizuje projekt CORINE-Biotopes, a Instytut Geodezji i Kartografii – projekt CORINE-Land Cover i koncepcję połączenia obydwu baz danych. Instytut Ochrony Środowiska wspólnie z Państwowym Instytutem Geologicznym wykonał digitalizację granic obszarów chronionych w Polsce dla mapy sozologicznej. Krajowy Zarząd Parków Narodowych razem z Zakładem Systemów Informacji Przestrzennej i Geodezji Leśnej SGGW pracuje nad systemem informacyjnym dla parków narodowych (elementy tego systemu dla niektórych parków już powstały).

Istotnym krokiem w kierunku wykorzystania GIS-u w ochronie środowiska jest opracowany i częściowo wdrożony przez ZSIPiGL SGGW system informacji przestrzennej dla parków zabytkowych. Problem ochrony tych niezwykle cennych przyrodniczo, kulturowo i historycznie obiektów pozostaje nadal nie rozwiązany, a jest to jeden z poważniejszych "grzechów" naszej powojennej historii. Opracowano założenia systemów: obiektowego, lokalnego, regionalnego i krajowego. Stan parków zabytkowych w kraju, rola jaką pełnią w krajobrazie ekologicznym i kulturowym oraz potrzeba zarządzania parkiem i prowadzenia interdyscyplinarnych badań naukowych w parkach wymagają zapisania ich charakterystyk w systemach informacji przestrzennej (Olenderek i in. 1992].

Systemy informacji przestrzennej w leśnictwie

Las postrzegany jest coraz częściej nie tylko jako obiekt gospodarowania mającego na celu produkcję "masy drzewnej", lecz także jako miejsce realizacji tzw. infrastrukturalnych (pozapro-

dukcyjnych) funkcji wynikających z potrzeb społeczeństwa : naukowych, kulturalnych, estetycznych, rekreacyjnych itp. Daleko idące zmiany w zasadach gospodarowania na obszarach lasów nie mogą być wprowadzone w jednej chwili, muszą następować stopniowo. Wymagają wielu działań prawnych, organizacyjnych, gospodarczych i edukacyjnych. Zamierzenia w zakresie gospodarki leśnej zostały umiejscowione w politycznych i prawnych ramach określonych przez "Politykę Ekologiczną Państwa" (1991), Ustawę o lasach (1991), zarządzenia Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych i.in. (np. w sprawie powołania Leśnych Kompleksów Promocyjnych, waloryzacji przyrodniczej lasów itp.). Podstawowym celem powołania Leśnych Kompleksów Promocyjnych jest "wprowadzenie do praktyki zasad sterowania gospodarką leśną w warunkach pełnego rozpoznania wymogów ochrony przyrody, w przyrodniczo zwartej przestrzeni leśnej stanowiącej ogniwo większego systemu ekologicznego" (Rykowski 1994). Las nie może być traktowany w oderwaniu od innych biocenoz, od jego bliższego i dalszego otoczenia.

Realizacja nowych zasad gospodarowania przestrzenią wiejską wymaga poważnego przewartościowania reguł planowania przestrzennego, architektury krajobrazu, polityki agrarnej, a także planowania przestrzennego w leśnictwie. Tylko w warunkach odpowiednio ukształtowanej struktury przestrzennej obszarów chronionych, lasów ochronnych i gospodarczych oraz terenów zieleni w miastach i na wsi możliwe będzie zachowanie różnorodności gatunkowej świata zwierząt i roślin oraz stworzenie podstaw do utrzymania ich puli genowej. Szczególne znaczenie ma utrzymanie i pogłębienie różnorodności krajobrazu, stanowiącego praktyczny obraz działań w kierunku ochrony różnorodności biologicznej rozumianej jako bogactwo gatunków, wewnątrzgatunkowa zmienność puli genowej oraz rozmaitość zgrupowań wielogatunkowych.

Szansą na chociaż częściową realizację koncepcji jednolitego przestrzennego systemu obszarów chronionych jest program zwiększenia lesistości kraju (Łonkiewicz 1994). Przy formułowaniu założeń programu uwzględniony jest wymóg kształtowania odpowiedniej struktury przestrzennej lasów. Problem tkwi jednak w tym, że rejony o dużej "podaży" gruntów do zalesienia występują na ogół tam, gdzie lasów jest już dużo. Dodatkowym niekorzystnym zjawiskiem jest stosunkowo mała liczba połączeń między kompleksami leśnymi na kierunku północ-południe, a więc na trasie ewentualnej migracji roślin i zwierząt, wywołanej przez globalną zmianę klimatu.

W Lasach Państwowych od 1 stycznia 1996 r. jest wdrażany System Informatyczny Lasów Państwowych. Nad Systemem Informacji Przestrzennej, stanowiącym uzupełnienie SILP, pracowały od 1991 roku zespoły badawcze Instytutu Badawczego Leśnictwa i Zakładu Systemów Informacji Przestrzennej i Geodezji Leśnej SGGW. Efektem prac jest koncepcja systemu oraz wdrożenie w trzech nadleśnictwach - Brzeziny, Ujsoły i Wipsowo (Materiały..., 1994). Prowadzone są także prace badawcze nad koncepcją bu-

dowy SIP dla Leśnych Kompleksów Promocyjnych (Materiały..., 1995c).

Gospodarka komunalna gminy a GIS oraz pozyskiwanie danych i wykorzystanie systemów informacji przestrzennej

W Polsce nie funkcjonuje system informacji przestrzennej ułatwiający prowadzenie w gminie gospodarki komunalnej. Autorzy niniejszej publikacji nie mają również doświadczenia w tym zakresie. Dla ułatwienia zapoznania się z tymi zagadnieniami polecamy zainteresowanym wybrane źródła zagraniczne: (Eichhorn, Ruppert, Sobon, Wieser 1988; Schubert 1993; Stahl, Roggendorf 1994).

Decyzje na temat ochrony przyrody na różnych szczeblach można podejmować tylko na podstawie wyników kompleksowej oceny zasobów i walorów środowiska przyrodniczego. Zadanie rozpoznania występujących uwarunkowań, w ich wzajemnych i wielorakich powiązaniach, może być rozwiązywane z powodzeniem przy umiejętnym wykorzystaniu systemów informacji przestrzennej. Podstawowe znaczenie ma tutaj zapewnienie dopływu odpowiednich (pod względem szczegółowości, dokładności i aktualności) danych oraz zastosowanie właściwych metod analizy.

Dane niezbędne do analizy warunków przyrodniczych w gminie pochodzić mogą z różnych źródeł. Podstawowym będzie zasób danych katastru gruntowego, z jego wszystkimi uwarunkowaniami, tj. przyjęcia jako obowiązującej zasady ustalania stanu faktycznego, a nie prawnego użytkowania gruntów, korzystania w ewidencji z tzw. map zastępczych lub fotoszkiców (na 30–50% powierzchni kraju) oraz fragmentarycznej realizacji katastru budynków. Sytuację prawną gruntów dla ok. 1/4 powierzchni kraju opisują księgi wieczyste (Ney, Szeliga 1992).

W zakresie danych geometrycznych, a także i tematycznych można korzystać z różnorodnych opracowań kartograficznych, wśród których najważniejszą w zakresie danych o fizycznym ukształtowaniu Ziemi i jej zagospodarowaniu jest mapa topograficzna. Istotnym uzupełnieniem mogą być mapy glebowo-rolnicze, zawierające geokompleksy wyróżnione na podstawie rolniczej waloryzacji przestrzeni. Rozwiązywanie zagadnień z zakresu ochrony środowiska przyrodniczego wymaga korzystania z wielu innych map tematycznych (Róg 1992):

- zespołów roślinnych,
- synantropizacji szaty roślinnej,
- ekologicznej,
- krajobrazowej,
- źródeł skażeń środowiska,
- elementów krajobrazu stwarzających duże zagrożenie ekologiczne,
- kierunków spływu wód gruntowych, w tym zanieczyszczonych.

Bogata literatura przedmiotu wskazuje także na fotogrametryczne i teledetekcyjne techniki pozyskiwania informacji o środowisku gminy. Stopniowo zwiększają się możliwości systemów satelitarnych, dzięki zwiększeniu rozdzielczości geometrycznej sensorów, doskonaleniu doboru zakresów ich czułości oraz zwiększeniu liczby czynnych programów badań satelitarnych (Baranowska 1994). Zobrazowania satelitarne mogą stanowić

warstwy informacyjne dla gminnych systemów informacji przestrzennej (Materiały..., 1995b). W fotogrametrii i teledetekcji, realizowanych z niższego pułapu lotniczego, pojawiły się nowe techniki, np. wykorzystujące metodę monoplottingu (dzięki upowszechnieniu technologii budowy numerycznego modelu terenu), numerycznego przetwarzania obrazów i fotogrametrii cyfrowej. Wchodzą one już do arsenału środków stosowanych w analizach przestrzeni leśnej (Będkowski i in. 1995).

Coraz więcej zastosowań znajduje technika wideo. Może być wykorzystywana np. do inwentaryzacji stanu środowiska leśnego (Mozgawa i. in. 1994). Jej podstawową zaletą jest: niski koszt aparatury rejestrującej, możliwość analizowania zobrazowań niemal natychmiast po ich rejestracji, a także uniezależnienie użytkownika od specjalistycznych firm wykonujących usługi fotogrametryczne. Te cechy predestynują technikę wideo do zastosowania w przyrodniczej inwentaryzacji gmin (Będkowski, Olenderek 1995). Może ona oddać także nieocenione usługi w programie budowy autostrad w Polsce – do inwentaryzacji, a później analizy zmian środowiska (Mozgawa i in. 1995). Zobrazowania wideo są wykorzystywane w tzw. dynamicznych, wielowymiarowych SIP, do wizualizacji obiektów przestrzennych. Trójwymiarowe prezentacje tworzone są z wykorzystaniem odpowiednio wkomponowanych oryginalnych zobrazowań wideo. Użytkownik takiego systemu otrzymuje narzędzie umożliwiające "podróżowanie" w wirtualnym świecie, w którym mogą występować także nie istniejące, planowane obiekty (Gleixner, Kranjec, Ranzinger 1995). Upowszechnienie takich narzędzi pracy powinno być z entuzjazmem powitane szczególnie w dziedzinie planowania przestrzennego.

Istotnym źródłem danych dla gminnych systemów informacyjnych i gminnych SIP powinny być także, w ustalonym zakresie, systemy pozostające w gestii innych struktur organizacyjnych. Jednym z nich może i powinien być System Informacyjny Lasów Państwowych, który obejmuje swym zasięgiem znaczny obszar kraju, posiada jednolitą strukturę bazy danych i zawiera informacje istotne na poziomie gminy (Olenderek 1994; Materiały..., 1994).

Prawidłowe kształtowanie struktury użytkowania przestrzeni wiejskiej jest możliwe tylko po przeprowadzeniu wielu analiz całokształtu występujących uwarunkowań, jest praktycznym zastosowaniem zasad ekologii środowiska. Różnorodność informacji, ich złożoność, wzajemne powiązanie w dziedzinie wartości, występowanie związków przestrzennych wymagają zastosowania odpowiednich instrumentów analiz – mogą być nimi obecnie tylko systemy informacji przestrzennej.

W odniesieniu do obiektów i zjawisk o charakterze przestrzennym można wskazać na cztery podstawowe zadania realizowane z wykorzystaniem systemów informacji przestrzennej:

- prezentacja kartograficzna,
- zarządzanie (wspomaganie podejmowania decyzji),
- analizy przestrzenne,
- modelowanie (np. funkcjonowania ekosystemów).

System Informacji Przestrzennej jest, niestety, rozumiany jeszcze dosyć często jako narzędzie produkcji kolorowych mapek. Zaznaczyć przy tym należy, że są to z reguły produkty o gorszej jakości od opracowywanych technikami analogowymi, z jakich korzystaliśmy dotychczas. Zastosowań związanych ze wspomaganiem zarządzania i analizami przestrzennymi jest jeszcze mało, a próby użycia SIP do modelowania zjawisk to prawdziwa rzadkość. Konieczne jest więc, aby po okresie budowy różnorodnych baz danych i zaznajamiania się z nowymi technikami przejść do powszechnego korzystania z nagromadzonych informacji za pomocą metod analizy stosowanych w SIP. Do obszaru analiz i modelowania można stosunkowo wiele przenieść z doświadczeń metodycznych związanych np. z planowaniem przestrzennym. Modele i modelowanie wykorzystywane jest z powodzeniem w pracach scaleniowych (Noga 1995), prognozowania zmian przestrzeni wiejskiej (Bajerowski 1995; Jasiński, Przybyłowski 1995), także z wykorzystaniem GIS (Wilkowski, Kawka, Gedymin 1995). Przedmiotem modelowania mogą być zjawiska występujące na styku ekonomii i ekologii (Domański 1993). Opracowywane są także metody oceny walorów przyrodniczych środowiska (Falkowski 1992), poszukuje się syntetycznych mierników jego jakości (Sobczyk 1995). W tym miejscu warto zwrócić uwagę na bogaty dorobek taksonomii – nauki zajmującej się metodami klasyfikacji obiektów opisywanych wieloma cechami. Metody taksonomiczne stosowane są m.in. do opisu i modelowania danych socjoekonomicznych, fitosocjologicznych, gospodarczych i in., można i należy wprowadzić je do SIP. Umiejętne wykorzystanie tego atutu polskiej myśli naukowej pozwoli na wniesienie istotnego wkładu do metodyki analiz przestrzennych realizowanych w SIP. Jest to bardzo istotne, jako że nie mieliśmy możliwości uczestniczenia w budowie technicznych podstaw SIP.

Podsumowanie

W przedmowie do Materiałów z V Konferencji Polskiego Towarzystwa Informacji Przestrzennej, przewodniczący Towarzystwa – prof. dr hab. Jerzy Gaździcki, napisał: "Okres minionych kilku lat nie przyniósł oczekiwanego rozwoju w dziedzinie systemów informacji przestrzennej w Polsce" (Materiały..., 1995c). Stwierdza jednak również, że "Ponad wszystko optymizm budzi kształtowanie się młodej kadry specjalistów o dobrym zasobie wiedzy i szybko rosnącym doświadczeniu".

Pierwsza opinia jest być może trochę zbyt surowa, jeśli wziąć pod uwagę uwarunkowania występujące w Polsce, druga natomiast – bardzo cieszy, wskazuje, iż obraliśmy dobry kierunek: kształcenie kadr. Kształcenie kadr w zakresie zastosowań systemów informacji przestrzennej jest również realizowane przez Zakład Systemów Informacji Przestrzennej i Geodezji Leśnej SGGW. Wprowadzono obligatoryjny przedmiot dla studentów leśnictwa – podstawy GIS, kilka przedmiotów fakultatywnych dla studentów wszystkich wydziałów, utworzono spe-

cjalizację – zastosowanie GIS w leśnictwie. Prace magisterskie dotyczące zastosowań GIS wykonało ponad 30 studentów leśnictwa i architektury krajobrazu, działa specjalistyczna sekcja Koła Naukowego Leśników, przygotowywane są nowe programy kształcenia: od krótkich kursów po studia podyplomowe i doktoranckie. Prowadzone są badania naukowe oraz działania upowszechniające i popularyzatorskie.

Problematyka prac badawczych została poszerzona o mapy obrazowe i systemy multimedialne dla leśnictwa (ze szczególnym uwzględnieniem Leśnych Kompleksów Promocyjnych) i architektury krajobrazu (ze szczególnym uwzględnieniem parków zabytkowych). Gospodarowanie przyrodą musi wykorzystywać najnowsze techniki jej dokumentowania, od obrazów satelitarnych po techniki wideo. Musimy mieć również świadomość tego, że systemy informacji przestrzennej znajdą zwolenników tylko wtedy, gdy ich "obsługa" będzie prosta, łatwa do przyswojenia i efektywna. Najbardziej nas cieszy uczestnictwo w pracach badawczych dużej grupy studentów, którzy w przyszłości będą kształtować środowisko wiejskie, a dla których nauka i stosowanie GIS jest przyjemnością.

Literatura

BAJEROWSKI T. 1995: *Macierz optymalizacji sposobu użytkowania ziemi jako instrument programowania przyszłego zagospodarowania obszarów wiejskich.* Geodezja i Kartografia XLIV(2–3); 271–279.

BARANOWSKA T. 1994: *Nowe misje satelitarne dla potrzeb zdalnego badania Ziemi.* Biuletyn Inform. BOINTE Geodezji i Kartografii XXXIX(2); 11–33.

BĘDKOWSKI K., OLENDEREK H. 1995: *Co może pomóc w przyrodniczej inwentaryzacji gmin?* Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji, vol. 3; 107–116.

BĘDKOWSKI K., KORPETTA D., PIEKARSKI E. 1995: *Nowe tendencje w inwentaryzacji lasu na przykładzie projektu "Brzeziny".* Geodezja i Kartografia XLIV(2–3); 299–304.

DOMAŃSKI R. 1993: *Modelowanie systemów ekologiczno-ekonomicznych.* Kosmos 42(1); 151–162.

FALKOWSKI J. 1992: *Ocena walorów przyrodniczych i antropogenicznych dla planowania ekorozwoju obszarów wiejskich.* Mat. konf.: "Ekorozwój obszarów wiejskich". Zesz. Prob. Post. Nauk Rol. 401; 267–270.

GLEIXNER G., KRANJEC E., RANZINGER M. 1995: *GIS-Daten als Grundlage fuer 3D Stadtmodelle.* Salzburger Geographische Materialien, Universitaet Salzburg, 22; 87–92.

IWANICKI J. 1995: *Systemy informacji o terenach rolnych i leśnych – stan obecny i perspektywy rozwoju.* Geodezja i Kartografia XLIV(2-3); 171–176.

JASIŃSKI J., PRZYBYŁOWSKI K., 1995: *Kształtowanie przestrzeni rolniczej wsi i gospodarstw. Ujęcie systemowe.* Wyd. ART w Olsztynie.

KARASZKIEWICZ W., KORPETTA D., NOWICKI A., OLENDEREK H., PIEKARSKI E., 1994: *The Role of GIS in the Process of Development and Realisation of a Protection Plan for a National Park in the Polish Conditions.* Proc. 17th Annual Geographic Information Seminar, Toronto.

KOZŁOWSKI S. 1993a: *Ekorozwój w gminie.* Mat. inf. do przygotowania programu ekorozwoju gminy. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok-Kraków.

KOZŁOWSKI S. 1993b: Konferencja "Środowisko i Rozwój" w Brazylii w roku 1992. Kosmos, 42(1); 15–32.

ŁONKIEWICZ B. 1994: *Perspektywy zwiększenia lesistości kraju.* [w:] Grzywacz A. *Polska polityka kompleksowej ochrony zasobów leśnych.* Fundacja "Rozwój SGGW": 173–208.

Materiały Konferencji "GIS dla obszarów chronionych", 1995a. Kraków, 3–4 listopada.

Materiały IV Francusko-Polskiego Seminarium Teledetekcji "Zastosowanie danych satelitarnych SPOT w systemach informacji geograficznej". 1995b, Warszawa.

Materiały V Konferencji Naukowo-Technicznej "Systemy Informacji Przestrzennej". 1995c, Warszawa, 9–10 listopada.

Mat. Konferencji Naukowo-Technicznej nt. "Systemy informacji przestrzennej o lasach". 1994, Politechnika Warszawska, t.1,2.

MOZGAWA J., OLENDEREK H., BĘDKOWSKI K., KORPETTA D. 1995: *Technika wideo i GIS w ocenie stanu i zmian lasu w sąsiedztwie autostrad.* Mat. Konferencji Naukowo-Technicznej na temat: Problemy urządzeniowo-rolne i leśne związane z budową autostrad. [w:] Politechnika Warszawska. Prace Naukowe, Konferencje, 5; 43–52.

MOZGAWA J., OLENDEREK H., PIEKARSKI E., BORECKI T., BĘDKOWSKI K., KORPETTA D., KAMIŃSKA G., KARASZKIEWICZ W. 1994: *Interpretacja uszkodzeń drzewostanów na lotniczych obrazach wideo.* Fundacja "Rozwój SGGW", Warszawa.

NEY B., SZELIGA K. 1992: *Sposoby i systemy pozyskiwania informacji na potrzeby ekorozwoju.* [w:] Mat. konf.: Ekorozwój obszarów wiejskich. Zesz. Prob. Post. Nauk Rol. 401; 81–90.

NOGA K. 1995: *Zasady podziału funkcjonalno-przestrzennego obszaru wsi dla potrzeb prac scaleniowych.* Geodezja i Kartografia, XLIV (2–3); 129–135.

NOWICKI M. 1993: *Strategia ekorozwoju Polski.* Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorczyk, Warszawa.

OLENDEREK H. 1994: *Systemy informacji przestrzennej i teledetekcja w kompleksowej ochronie zasobów leśnych.* [w:] Grzywacz A. *Polska polityka kompleksowej ochrony zasobów leśnych.* Fundacja "Rozwój SGGW"; 247–284.

OLENDEREK H. 1995: *Stan prac nad systemami informacji przestrzennej w Polsce.* [w:] Mat. Seminarium Konsultacyjnego: Zastosowanie systemów informacji przestrzennych (GIS) do zarządzania w Lasach Państwowych, IBL Warszawa, 9 luty 1995 (w druku).

OLENDEREK H., KORPETTA D., MOZGAWA J., 1992: *Wiejskie parki zabytkowe w systemach informacji przestrzennej.* Studia i Materiały. Ogrody 2. Wyd. Zarząd Ochrony i Konserwacji Zespołów Pałacowo-Ogrodowych, Warszawa.

PIEKARSKI E., 1994: *Zmiany środowiska geograficznego Kampinoskiego Parku Narodowego.* Fotointerpretacja w Geografii 24; 100–106.

Polityka Ekologiczna Państwa. Warszawa 1991.

RÓG Z. 1992: *Ekologiczne podstawy planowania przestrzennego gmin funkcjonalnych.* [w:] Mat. konferencji: Ekorozwój obszarów wiejskich. Zesz. Prob. Post. Nauk Rol. 401; 61–72.

RYKOWSKI K. 1994: *Trwały rozwój lasów w Polsce. Stan i zamierzenia.* Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorczyk, Warszawa.

SCHUBERT H.H. 1993: *Grundlagen fuer kommunale Informationssysteme.* Salzburger Geographische Materialien, Salzburg, 20; 43–48.

SOBCZYK M. 1995: *Syntetyczny miernik jakości środowiska przyrodniczego.* Taksonomia 2, *Klasyfikacja i analiza danych, problemy teoretyczne.* Wyd. Akademii Ekonomicznej we Wrocławiu; 89–96.

STAHL R., ROGGENDORF W. 1994: *10 Jahre Kommunale Informationssysteme – Bilanz und Konsequenzen.* Salzburger Geographische Materialien, Salzburg 21; 673–682.

STRZELECKI T., ŻAK S., WOŹNIAK J., RYBAŁKO L. 1994: *Koncepcja systemu informacji geograficznych w gminie.* [w:] IV Konferencja Naukowo-Techniczna: Systemy Informacji Przestrzennej: 2; 38–2;46. Wyd. Towarzystwo Informacji Przestrzennej, Warszawa.

Ustawa o lasach, 1991.

WILKOWSKI W., KAWKA M., GEDYMIN W. 1995: *Wykorzystanie oprogramowania firmy INTERGRAPH w opracowaniu ogólnego projektu scalania gruntów.* Geodezja i Kartografia, XLIV(2–3); 177–190.

Adresy autorów

H. Olenderek, K. Będkowski

Katedra Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej SGGW

02–528 Warszawa, ul. Rakowiecka 26/30

Jerzy C. SACZUK

Informacja o możliwościach praktycznych zastosowań systemu GeoSET w zagadnieniach związanych z problematyką kształtowania środowiska obszarów wiejskich

Abstract

Information of possibilities of employing GeoSET system in problems of country areas environment forming. In this article, system GeoSET for Windows is presented; state-of-art, newest polish software package – tool for digital map generating and land information system management.

Same advantages and possibilities to employ this program in the areas of land information systems, environmental monitoring, agriculture, farming and spatial planning are being focused.

Key words: GIS, LIS, digital mapping, SIP, SIT.

Wstęp

Miejsce geodezji w działalności inżynierskiej związanej z problematyką kształtowania środowiska obszarów wiejskich nie zawsze jest we właściwy sposób doceniane. Jednakże jej rola na tym polu jest ogromnie istotna. Ocenia się np., że inwestycje związane z realizacją scaleń gruntów charakteryzują się wyjątkowo korzystnym współczynnikiem zysków z przeprowadzonej operacji w stosunku do poniesionych kosztów. Innym istotnym zagadnieniem w gospodarce wiejskiej, które nie może obyć się bez współdziałnia z gedezją, jest melioracja gruntów. W planowaniu produkcji rolnej, realizacji szczegółowych planów zagospodarowania przestrzennego, w problematyce zarządzania, usprawnianiu procedury naliczania podatków gruntowych i wielu innych zadaniach administracji lokalnej niezmiernie pomocny okazuje się sprawnie działający system informacji przestrzennej. Przy jego budowie ważną rolę odgrywa geodezja, dostarczając danych o charakterze geometrycznym.

Problematyka budowania systemów informacji terenowej, w szczególności budowy katastru gruntów i budynków, staje się wyzwaniem czasu. Świadczy o tym fakt poważnego traktowania zagadnienia przez Ministerstwo Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej oraz Gospodarki Przestrzennej i Budownictwa, wyrażający się podjęciem ważnych inicjatyw ustawodawczych dotyczących katastru, geodezji i kartografii oraz prac związanych z reformą podatku od nieruchomości.

Zaawansowanie procesu tworzenia sit w Polsce

Ocenia się, że proces budowania Systemu Informacji Terenowej w Polsce jest opóźniony, a minione lata nie przyniosły oczekiwanego rozwoju w dziedzinie systemów informacji przestrzennej. Za negatywny uznaje się fakt, że kataster, podstawowy system w tej dziedzinie i jednocześnie jeden z największych systemów informacyjnych w państwie, jest podzielony między kilka resortów, nie funkcjonuje należycie i nie zaspokaja w pełni potrzeb wynikających z obecnych przemian politycznych i ekonomicznych. Z opóźnieniem wprowadza się niezbędne nowe regulacje ustawowe i tworzy nowe istrukcje technologiczne i standardy informatyczne.

Osobiście, za jeden z powodów niezadowalającego stanu rozwoju systemów informacji przestrzennej w Polsce uznaję realizację tak poważnego zadania z wykorzystaniem oprogramowania komputerowego nie odpowiadającego współczesnym normom informatycznym, stojącego w sprzeczności ze standardami światowymi. Prowadzi to do marnowania wysiłku pozyskiwania danych dla systemu wobec ograniczonych możliwości praktycznego ich wykorzystania i trudności z realizacją transferu danych do profesjonalnych systemów informatycznych.

Pewnym usprawiedliwieniem takiego stanu może być niewystarczająca ilość środków finansowych na tworzenie baz danych informacji przestrzennej według profesjonalnych zachodnich systemów. Dlatego tym większą wagę należy przywiązywać do rozwoju rodzimego oprogramowania. Jednak w tym zakresie należałoby zwracać większą uwagę na jakość stosowanych narzędzi. Zalecenia ze strony ośrodków decyzyjnych co do polecanego oprogramowania powinny opierać się na bardziej merytorycznych przesłankach.

Skutki niefachowych decyzji odczuwalne są głównie na obszarach wiejskich i w małych miastach. Trudny do akceptacji jest fakt, że kataster gruntów na znacznym obszarze kraju tworzony jest z użyciem tego typu przestarzałych, nie uznających faktu istnienia światowych standardów programów, jak system MSEG czy EW-MAPA.

System GeoSET

System GeoSET jest przykładem polskiego oprogramowania z dziedziny systemów mapy numerycznej oraz pakietów zarządzania systemem informacji przestrzennej, w którym zwrócono szczególną uwagę na nowoczesność rozwiązań i uwzględnienie światowych standardów.

Program pod względem zastosowanych rozwiązań i użytego nowoczesnego interfejsu z użytkownikiem odpowiada aktualnym trendom światowym obowiązującym w grupie oprogramowania CAD, GIS i *desktop mapping*. System pracuje w środowisku Windows, spełnia warunki „standardu przemysłowego" (*industry standard*), odpowiada stworzonym przez IBM warunkom *„Common User Access"*, jest aplikacją wielookienkową wykorzystującą standard *„Multiple Document Interface"*. Możliwe jest dynamiczne współdziałanie programu z inny-

mi aplikacjami pracującymi w środowisku Windows, jak relacyjne bazy danych, arkusze kalkulacyjne itp, dzięki zaimplementowaniu protokółu dynamicznej wymiany danych – „*Dynamic Data Exchange*". Pod względem nowoczesności założeń i rozwiązań jest to program nie mający dotychczas precedensu w kraju i należy do najbardziej interesujących propozycji na światowym rynku oprogramowania. Taką tezę wydają się potwierdzać opinie fachowców w kraju i za granicą, którzy zapoznali się z programem lub przystąpili do produkcyjnego stosowania systemu.

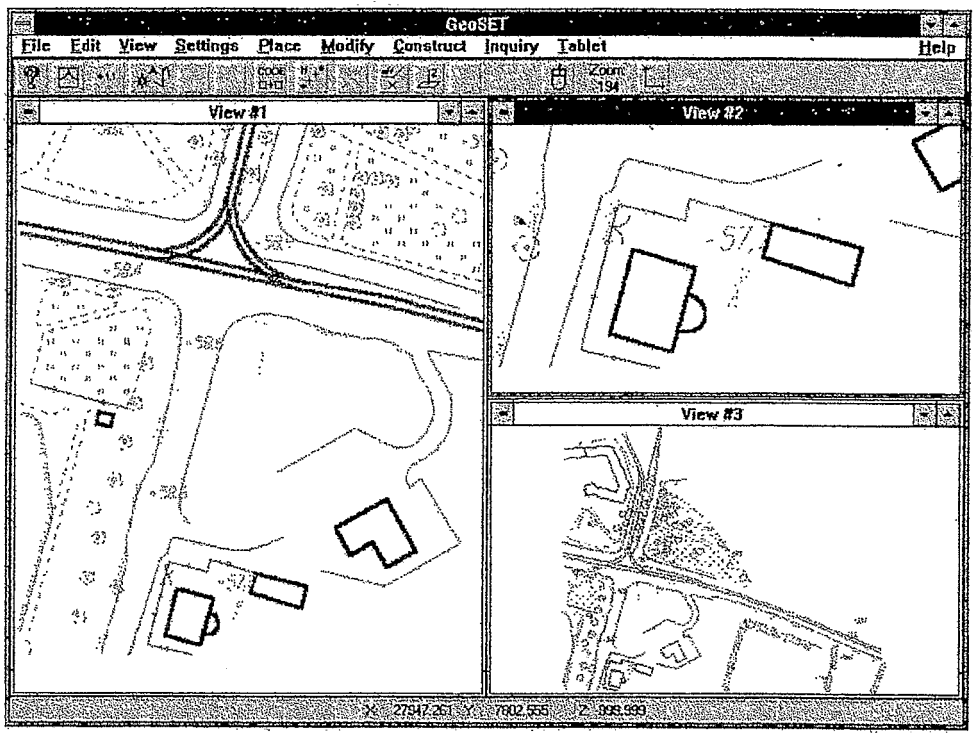
Organizacja programu uwzględniająca wymagania standardu przemysłowego jest, być może, powodem, że program przez wiele osób w kraju jest przyrównywany do systemu MicroStation. Należy jednak podkreślić, że GeoSET nie jest w żadnym wypadku kopią jakiegokolwiek ze znanych systemów CAD czy GIS. W oprogramowaniu zaprojektowanym jako narzędzie o wysokim stopniu specjalizacji zastosowano oprócz funkcji dostępnych w większości stosowanych programów graficznych wiele autorskich rozwiązań prowadzących do maksymalnego usprawnienia procesu realizacji zadań z zakresu geodezji, dających w wyniku możliwość znacznego przyspieszenia i obniżenia kosztów procesu produkcji.

Na podkreślenie zasługuje uniwesalność programu oraz wszechstronność w zakresie możliwości zastosowania różnorodnych technologii pozyskiwania danych dla celów opracowania mapy numerycznej oraz budowy systemów informacji przestrzennej. Możliwość jednoczesnego pozyskiwania danych geometrycznych z pomiarów terenowych, klasycznych lub zautomatyzowanych, digitalizacji, wektoryzacji obrazów rastrowych, stereodigitalizacji autogrametrycznej oraz stereoskopowej obserwacji na ekranie obrazów wielotonalnych, możliwość pracy na ortofotomapie cyfrowej, jest rozwiązaniem nieosiągalnym w takim zakresie w innych pakietach oprogramowania. Decyduje to o wyjątkowej użyteczności narzędzia w produkcji geodezyjnej.

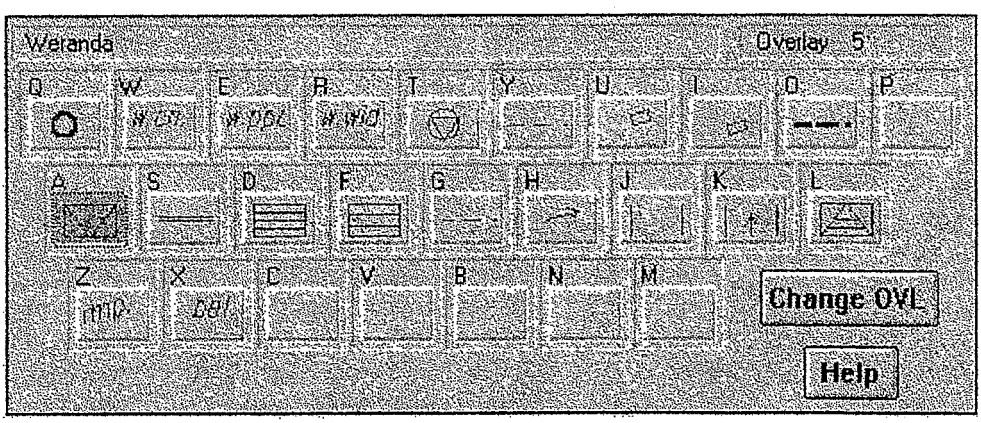
W sposób troskliwy został potraktowany również problem graficznego wyprowadzania danych. Program umożliwia realizację kreślenia rysunku mapy wektorowej oraz obrazów rastrowych, stanowiących tło dla treści wektorowej, na dowolnych ploterach wektorowych, rastrowych, drukarkach kolorowych lub monochromatycznych, atramentowych, laserowych oraz igłowych, z możliwością stronicowania wyrysu, z pełną dowolnością zasad przyporządkowywania piór plotera lub kolorów i grubości linii rysunku do obiektów bazy danych systemu.

Dodatkowy program DemSET, wchodzący w skład systemu GeoSET, umożliwia realizację automatycznej interpolacji warstwic oraz rozwiązanie innych zadań związanych z opracowaniem numerycznego modelu terenu. Dopełnia to kompletności systemu w pracach geodezyjnych, dostarczając narzędzia np. dla prac projektowych w zakresie melioracji.

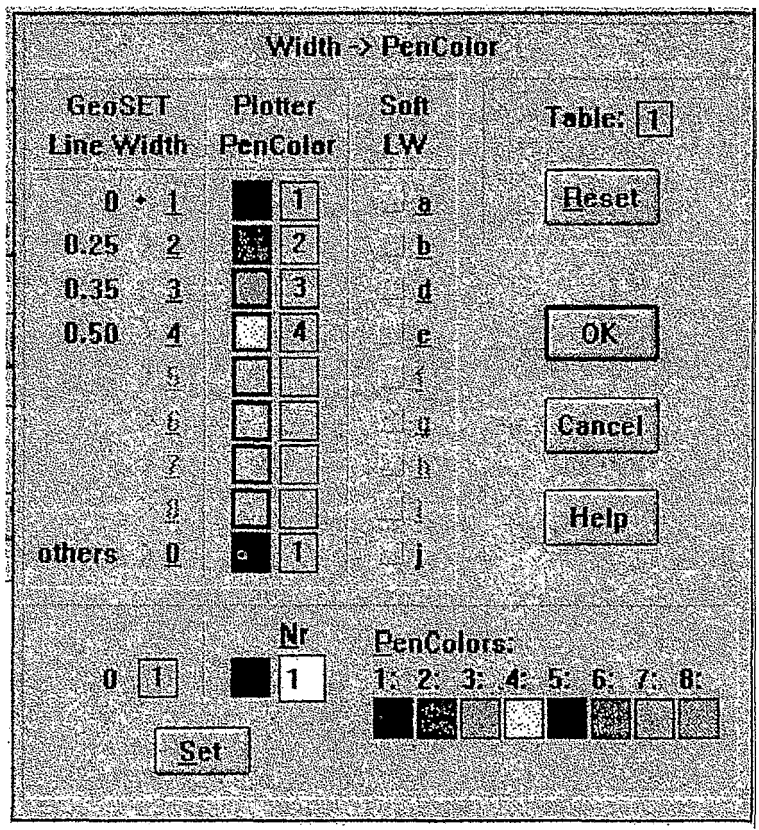
W nowoczesny sposób, nie stosowany dotychczas w opracowaniach realizowanych w kraju, rozwiązano problem powiązania danych geometrycznych z danymi o charakterze opisowym i multimedialnym, stwarzając możliwość wykorzystania systemu GeoSET w charakterze



RYSUNEK 1. Wielookienkowość – realizacja standardu Multiple Document Interface

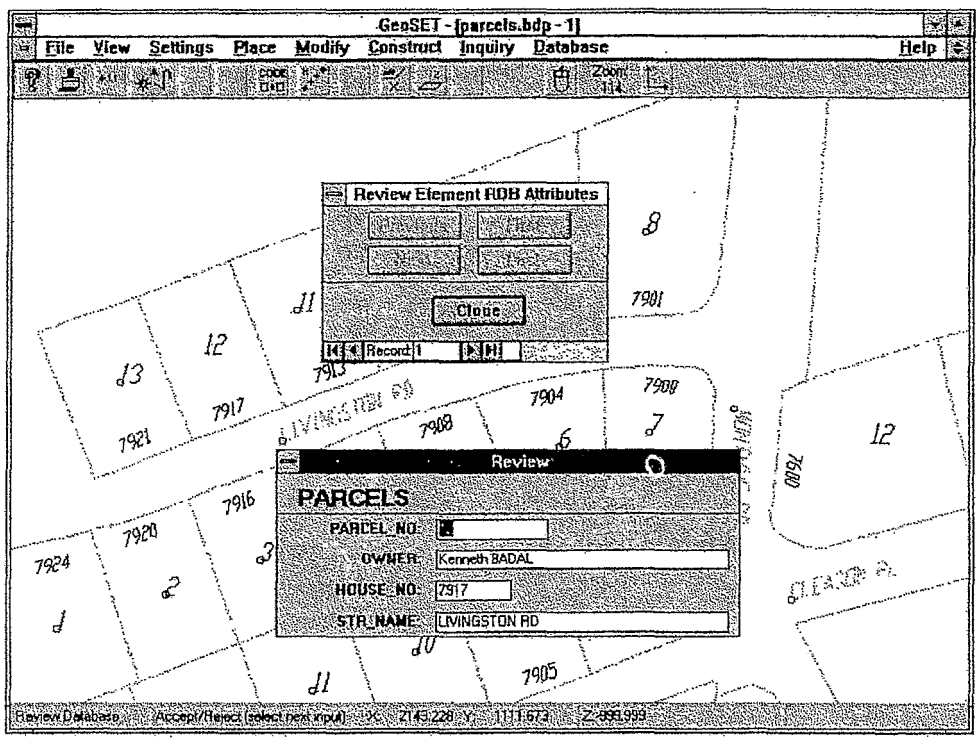


RYSUNEK 2. Wygodny dostęp do symboli umownych



RYSUNEK 3. Jeden z możliwych sposobów przyporządkowania piór plotera do obiektów mapy numerycznej

narzędzia zarządzania systemem informacji przestrzennej. Siła i uniwersalność rozwiązania polega na zaimplementowaniu protokółu dynamicznej wymiany danych, umożliwiającego dynamiczną współpracę programu GeoSET z dowolnym, działającym w środowisku Windows systemem relacyjnej bazy danych. W taki sposób użytkownikowi realizującemu system informacji przestrzennej według programu GeoSET udostępniane są wszystkie mechanizmy zawarte w stosowanym pakiecie relacyjnej bazy danych, pozwalające na w pełni profesjonalne zarządzanie danymi opisowymi, formułowanie dowolnych zapytań prowadzących do selecji rekordów i obiektów graficznych spełniających zadane kryteria realizacji raportów cechujących się elegancką i profesjonalną formą, itp. Dzięki uniwersalności takiego podejścia istnieje możliwość realizowania w oparciu o system GeoSET współdziałający z pakietem relacyjnej bazy danych systemów informacji przestrzennej o różnorodnej specyfice: np. katastru gruntów, katastru budynków, ewidencji urządzeń,



RYSUNEK 4. Powiązanie obiektów graficznych i informacji opisowej

ewidencji zabytków, ewidencji stanu środowiska naturalnego.

GeoSET jest systemem otwartym. Udostępnione są w nim mechanizmy umożliwiające realizację wymiany danych z dowolnymi pakietami GIS i CAD, co ułatwia wykorzystanie danych gromadzonych w systemie przez projektantów i branżowców.

Obszary zastosowań systemu GeoSET

GeoSET powstał na badzie doświadczeń zdobytych w trakcie opracowania i wdrożeń stosowanego w produkcji geodezyjnej od początku lat dziewięćdziesiątych systemu mapy numerycznej DIGIMAP. Jest jego kontynuacją, jeśli chodzi o uwzględnienie najbardziej udanych, zweryfikowanych produkcyjnie i zaakceptowanych przez użytkowników rozwiązań. Pod względem przyjętych założeń i sposobu realizacji stanowi on jednak całkowicie nowe opracowanie, uwzględniające aktualny stan techniki i prognozowany rozwój technologiczny.

DIGIMAP był pierwszym w Polsce programem komputerowym stosowanym masowo w dziedzinie opracowania mapy numerycznej. Stosowany był przez większość bardziej znaczących instytucji i przedsiębiorstw geodezyjnych, zwłaszcza w zakresie produkcji fotogrametrycz-

nej (m.in. Instytut Geodezji i Kartografii, Wojskowy Ośrodek Geodezji i Teledetekcji, Państwowe Przedsiębiorstwo Geodezyjno-Krtograficzne, Warszawskie Przedsiębiorstwo Geodezyjne, Przedsiębiorstwo Geodezyjno-Kartograficzne – Katowice, Krakowskie Okręgowe Przedsiębiorstwo Geodezyjno-Kartograficzne, Zarząd Geodezji i Katastru Miejskiego "Geopoz" w Poznaniu oraz kilkadziesiąt mniejszych firm geodezyjnych). W roli oprogramowania dydaktycznego DIGIMAP jest stosowany przez Politechnikę Warszawską, Akademię Rolniczo-Techniczną w Olsztynie, Wojskową Akademię Techniczną, Akademię Górniczo-Hutniczą w Krakowie. Z jego udziałem relizowano wiele numerycznych opracowań geodezyjnych krajowych oraz eksportowych. Jednym z większych zadań eksportowych było koordynowane przez Przedsiębiorstwo Eksportu Geodezji i Kartografii Geo-KART opracowanie mapy numerycznej Emiratów Arabskich, zrealizowane w 80% z pomocą DIGIMAP-u. W ostatnim czasie instalacje fotogrametryczne systemu DIGIMAP wykorzystywane były przy opracowaniach podkładów kartograficznych pod projekty techniczne gazociągu wschód–zachód; realizowane są opracowania pod projekty dróg i autostrad.

Za granicą DIGIMAP stosowany jest w Survey Department of Libia. Największą satysfakcję stanowi dla autora programu wdrożenie go w Survey and Mapping Department w Entebbe, w Ugandzie, gdzie oprogramowanie wykorzystywane jest przy realizacji projektu First Urban Project – Greater Kampala Mapping, finansowanego przez Bank Światowy. System DIGIMAP uhonorowany został Nagrodą I Stopnia Ministerstwa Gospodarki Przestrzennej i Budownictwa.

Dobre opinie w stosunku do systemu DIGIMAP rokują, że również system GeoSET, rozbudowany o wiele nowych funkcji, przewyższający zdecydowanie pod wszystkimi względami stare oprogramowanie, zyska wielu zwolenników. Wolą autora systemu jest pełne wykorzystanie szerokich możliwości oprogramowania i poszerzenie grona użytkowników o nowe zastosowania.

System GeoSET, jako oprogramowanie nowoczesne, odpowiadające standardom światowym, dostosowane do specyfiki opracowań mapowych oraz problematyki systemów informacji terenowej, może stanowić interesującą propozycję dla użytkowników zajmujących się tymi zagadnieniami.

W zakresie problematyki kształtowania środowiska obszarów wiejskich GeoSET może znaleźć zastosowanie np. w gronie meliorantów, użyczając narzędzi do sporządzania numerycznej mapy sytuacyjno-wysokościowej, stanowiącej podstawę dla prac projektowych i symulacyjnych.

Innym potencjalnym użytkownikiem systemu mogą być małe firmy geodezyjne oraz biura geodezji na szczeblu gmin lub powiatów. W tym przypadku GeoSET byłby narzędziem w ręku geodety, dającym możliwość opracowania i bieżącej aktualizacji zasadniczej mapy numerycznej, pozwalając na usprawnienie realizacji typowych zadań geodezyjnych, jak np. realizacja podziału działek, geodezyjna obsługa inwestycji, tworzenie szkiców realizacyjnych, itp. Najbardziej kompleksowa propozycja dotyczy wyko-

rzystania systemu GeoSET przez ośrodki administracji samorządowej oraz terenowej administracji rządowej w roli narzędzia budowy systemu informacji terenowej, ukierunkowanego na wspomaganie zarządzania gminą lub powiatem.

Uniwersalne rozwiązanie polegające na dynamicznej współpracy programu graficznego GeoSET z systemem relacyjnej bazy danych pozwala na konstruowanie systemów informacji przestrzennej o różnorodnej specyfice. Możliwe jest np. łączenie treści geometrycznej o charakterze wektorowym, przedstawionej na tle obrazów rastrowych (np. ortofotomapy cyfrowej, zeskanowanego rysunku planu miasta, zeskanowanego podkładu mapy tematycznej itp), z rekordami relacyjnej bazy danych zawierającymi treść o charakterze opisowym, ale również informację multimedialną (np. skanowane rysunki, zdjęcia, dźwięki, filmy animowane, itd.).

Możliwe jest więc tworzenie na podstawie GeoSET systemu katastru gruntów, ewidencji budynków, katastru urządzeń. GeoSET może być użyty również w charakterze narzędzia do gromadzenia i zarządzania informacją o środowisku przyrodniczym i zagadnieniach społeczno-gospodarczych zachodzących na powierzchni Ziemi, pozwalając na prowadzenie i prezentację różnego typu analiz geograficznych, jak np. użytkowanie ziemi, przydatność rolnicza gleb, hydrografia, infrastruktura techniczna, przydatność terenów dla celów inwestycyjnych, degradacja środowiska. Zachętą dla potencjalnych użytkowników systemu GeoSET, obok jego uniwersalności i nowoczesności, może być również wyjątkowo przystępna cena oprogramowania, a także elegancki interfejs użytkownika, wpływający na niespotykaną łatwość opanowania tego skomplikowanego i obszernego w istocie programu.

Wnioski

Starano się wykazać, że opisany system GeoSET mógłby stanowić pożyteczne narzędzie komputerowe, mogące znaleźć praktyczne zastosowanie w wielu ważnych dla gospodarki i rozwoju kraju zagadnieniach związanych z problematyką kształtowania środowiska obszarów wiejskich. To nowoczesne oprogramowanie, dostępne na niezwykle korzystnych warunkach finansowych, dostarcza zdecydowanie większych możliwości niż stosowane dotychczas w dziedzinie tworzenia mapy numerycznej i katastru programy opracowane w kraju i nie ustępuje kroku komercyjnym pakietom oferowanym przez producentów zachodnich.

Jednakże wiele czynników wpływa na niepewność co do możliwości większego rozpowszechnienia systemu GeoSET. Wśród tych czynników można wymienić takie jak, brak środków na promocję, niejasne zasady gry polityczno-gospodarczej przejawiające się promowaniem niektórych rozwiązań przez decydentów na wysokim szczeblu administracji bez wnikania w ich wartość merytoryczną, a także konkurencja ze strony kapitału obcego.

W związku z tym dotychczasowe zastosowania systemu GeoSET dotyczą głównie realizacji opracowań geodezyjnych, po części krajowych, w większości

przypadków realizowanych na rzecz kontrahentów zagranicznych (Niemcy, Dania, Belgia, Emiraty Arabskie, Kuwejt, Libia). Źródłem satysfakcji autora programu jest natomiast żywe zainteresowanie produktem ze strony znanych firm zachodnich, jak Zeiss czy Geodimeter oraz stosowanie programu za granicą przy realizacji poważnych zadań produkcyjnych, jak np. realizacja finansowanych przez Bank Światowy prac w Ugandzie.

Informacje dla zainteresowanych oprogramowaniem

Autor programu:
mgr inż. Jerzy Saczuk
E-mail: saczuk@alpha.sggw.waw.pl

Produkcja, dystrybucja, szkolenia:
GeoSOFT, 01–684 Warszawa, ul. Klaudyny 30/23
tel. 33-54-77

Ceny:
Moduł podstawowy (promocja – 1996): 1500 zł
Moduły uzupełniające (z wyjątkiem modułów fotogrametrycznych): 500 zł
Moduł uzupełniający „Autograf": 1500 zł

Środowisko pracy programu:
Windows 3.1

Wymagania sprzętowe:
Komputery zgodne z IBM PC, o parametrach umożliwiających sprawne działanie systemu Windows.
Minimalna konfiguracja: 386 (+387), 4 MB RAM, SVGA, mysz
Minimalna zalecana konfiguracja: 486, 8 MB RAM, SVGA (800 × 600, 16 C).
W przypadku korzystania z możliwości pracy na kolorowych obrazach rastrowych zaleca się odpowiednie zwiększenie pamięci RAM, wybór szybszego procesora oraz dobór monitora i karty graficznej umożliwiającej właściwą prezentację grafiki (np. 1024 × 760, 256 C).

Literatura

SACZUK J.C. 1993: *Wdrożenie systemu DIGIMAP w Afryce.* III Konferencja Naukowo-Techniczna: Systemy Informacji Przestrzennej.

SACZUK J.C. 1995: *GeoSET 5.0 dla Windows* CADCAM Forum, 4/95.

SACZUK J.C. 1995: *System GeoSET 5.0 dla Windows – alternatywa dla MicroStation?* V Konferencja Naukowo-Techniczna: Systemy Informacji Przestrzennej

Adres autora
J. C. Saczuk
Katedra Geodezji i Fotogrametrii SGGW
02–787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166