
Przegląd Naukowy

Inżynieria i Kształtowanie Środowiska

Rocznik XII

2003

Zeszyt 2(27)

SCIENTIFIC REVIEW
ENGINEERING AND ENVIRONMENTAL SCIENCES
Półrocznik – Semiannual

RADA PROGRAMOWA

Kazimierz Adamowski (University of Ottawa, Kanada), Kazimierz Banasik – przewodniczący (SGGW), Tadeusz Bednarczyk (Akademia Rolnicza, Kraków), Kazimierz Garbulewski (SGGW), Małgorzata Gutry-Korycka (Uniwersytet Warszawski), Zbigniew Heidrich (Politechnika Warszawska), Bonifacy Łykowski (SGGW), Mariusz Kemblowski (Utah State University, USA), Jiří Vaška (Politechnika w Pradze, Czechy)

ZESPÓŁ REDAKCYJNY

Andrzej Ciepielowski, Bonifacy Łykowski (przewodniczący), Mieczysław Połoński

RECENZENCI

Zbigniew Chaciński, Ryszard Kaczyński, Stanisław Kłosowski, Janusz Kubrak, Bonifacy Łykowski, Jan M. Myszewski, Elżbieta Myślińska, Hanna Obarska-Pempkowiak, Zbigniew Szwejkowski, Krzysztof Wierzbicki

ADRES REDAKCJI

Wydział Inżynierii i Kształtowania Środowiska SGGW
ul. Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa
tel. 843 90 41 (61, 81) w. 11273 i 11759
iks_pn@alpha.sggw.waw.pl

Czasopismo „Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska” jest abstraktowane w wykazach międzynarodowych AGRIS (FAO) i krajowych SIGŻ.

Przegląd Naukowy

Inżynieria i Kształtowanie Środowiska
(d. Przegląd Naukowy Wydziału Inżynierii i Kształtowania Środowiska)

Rocznik XII

2003

Zeszyt 2(27)

Spis treści *Contents*

PRACE ORYGINALNE

P. HEWELKE, S. ŻAKOWICZ: Wykorzystanie wód odciekowych ze składowisk odpadów komunalnych do nawodnień na kwaterach rekultywowanych <i>Assessment of waste water from municipal waste landfill site to irrigation of reclaimed areas ...</i>	3
S. ŻAKOWICZ, P. HEWELKE: Technologia nawodnień i reakcja roślin przy wykorzystaniu wód odciekowych ze składowisk odpadów komunalnych <i>Technology of irrigation and grow of plants by use of leachate from municipal waste landfill site</i>	10
A. WAGNER, J. JEZNACH, W. PTACH: Ocena funkcjonowania systemu nawodnień kropłowych w warunkach nawadniania oczyszczonymi ściekami <i>Evaluation of drip operation system by low quality recycled water irrigation</i>	20
K. GARBULEWSKI, Z. SKUTNIK, M. LECH: Badanie przepuszczalności hydraulicznej gruntów metodą rozpraszania ciśnienia wody w porach <i>The use of pore pressure dissipation method to estimate hydraulic conductivity of soils</i>	27
Z. LECHOWICZ, Z. KRZYWOSZ, D. WOJTASIK: Zmiana współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina <i>Change in permeability coefficient in soil-geotextile system</i>	38
M. BAJDA, K. MARKOWSKA: Wykorzystanie badań in situ do wyznaczania modułu ścinania (G_0) w gruntach spoistych <i>The use of in situ tests for estimation of shear modulus (G_0) on Pliocene clays</i>	48
M. HYB: Analiza statystyczna wybranych charakterystyk konsolidacyjnych gruntów organicznych <i>Statistical analysis of selected consolidation parameters of organic soil</i>	56
M.J. MAŁUSZYŃSKI, E. BIERNACKA: Kadm i selen w glebach pod zróżnicowanym wpływem antropopresji <i>Cadmium and selenium in soils under different impact of anthropopressure</i>	66

T. FALKOWSKI, H. ZŁOTOSZEWSKA-NIEDZIAŁEK: Wpływ podłoża aluwiiów na morfologię koryta Wisły w rejonie Góry Kalwarii <i>Alluvial basement influence on the Vistula river channel morphology in the vicinity of Góra Kalwaria</i>	75
A. RADECKI-PAWLIK: Zmiana warunków hydrodynamicznych w rejonie występowania form dennych rzeki nizinnej <i>Changes in hydrodynamics within the region of lowland river dunes</i>	82
B. ŁYKOWSKI, W. PRZEWOŹNICZUK: Stężenie tlenku węgla w rejonie Ursynowa w 2001 i 2002 roku <i>Carbon monoxide concentration in Ursynów in 2001 and 2002</i>	90
M. KLENIEWSKA: Związek między stężeniem dwutlenku siarki a kierunkiem i prędkością wiatru na stacji Ursynów SGGW w latach 1997–2002 <i>The relationship between sulphur dioxide concentration and wind direction and wind velocity in Ursynów WAU in the years 1997–2002</i>	96
A. BŁĘDZIŃSKA: Związek między kwasowością opadów atmosferycznych a kierunkiem napływu mas powietrza w rejonie Ursynowa <i>The relationship between the acidity of precipitation water and air-mass direction in Ursynów</i> ...	105
G. RUTKOWSKA: Dom jednorodzinny na polskiej wsi na przykładzie gminy Naruszewo <i>One-family house in Polish countryside on the example of Naruszewo commune</i>	114
A. ZATEPLIŃSKA-BUCZEK, J. JEZNACH: Wykorzystanie metod statystycznych do oceny stanu infrastruktury technicznej terenów wiejskich <i>Statistical methods for estimations of condition of technical infrastructure in rural areas</i>	121
B. ŁYKOWSKI, D. PRUS: Ocena bioklimatu gminy Raszyn na potrzeby planowania przestrzennego <i>Evaluation of Raszyn commune bioclimate for spatial planning</i>	127
P. OGŁĘCKI, K. PACHUFA, Z. POPEK, M. WASILEWICZ: Zróżnicowanie biocenotyczne odcinków doliny Wkry o różnym stopniu przekształceń antropogenicznych <i>The environmental differentiation of Wkra river valley's sections with different anthropogenic activity</i>	136
P. OGŁĘCKI, Z. POPEK, M. WASILEWICZ: Występowanie fauny bezkręgowej i pierwotniaków w zróżnicowanych morfologicznie siedliskach rzeki Wkra <i>The invertebrates and protozoans of the morphologically different Wkra river habitats</i>	145
J. GRABOWSKI, Z. SZWEJKOWSKI: Warunki meteorologiczne a plonowanie ziemniaków średnio wczesnych <i>Impact of meteorological factors on the yields of medium-early varieties of potato</i>	153

© Copyright by Wydawnictwo SGGW, Warszawa 2003

Redaktor – Ewa Ramus
Redaktor techniczny – Violetta Kaska
Korekta – Jadwiga Rydzewska

ISBN 83-7244-485-4

Druk: P.P. EVAN, ul. Piłicka 11, 02-629 Warszawa

Piotr HEWELKE, Stanisław ŻAKOWICZ

Katedra Kształtowania Środowiska SGGW

Department of Environmental Improvement WAU

Wykorzystanie wód odciekowych ze składowisk odpadów komunalnych do nawodnień na kwaterach rekultywowanych **Assessment of waste water from municipal waste landfill site to irrigation of reclaimed areas**

Słowa kluczowe: rekultywacja, składowiska odpadów, nawodnienia

Key words: reclamation, waste landfill site, irrigation

Wprowadzenie

Każde składowisko odpadów lub jego fragment po zakończeniu eksploatacji musi być poddane rekultywacji. Rekultywacja składowiska w pierwszym etapie polega zazwyczaj na wytworzeniu odpowiednich warunków do wzrostu roślinności. Stanowią ją trawy i inne gatunki roślinności niskiej, stabilizujące powierzchnię warstwę nasypową oraz drzewa i krzewy, nadające rekultywowanej powierzchni odpowiednie walory krajobrazowe i sprzyjające powiększaniu się bioróżnorodności. Prawidłowo rozwijająca się roślinność chroni czasę składowiska, wzbogaca krajobraz, tworzy przyjazny mikroklimat i po dłuższym okresie stwarza warunki do odzyskania obszaru i wykorzystania go do innych niż dotychczas celów. Zasiedlenie roślin

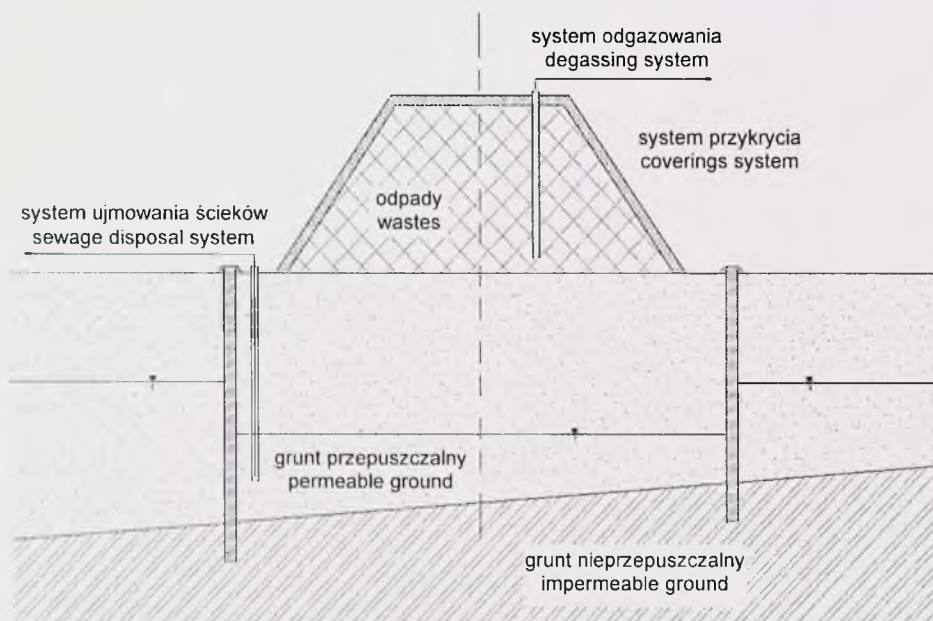
na rekultywowanym obszarze wymaga odpowiedniego jej doboru gatunkowego oraz zapewnienia wystarczającej ilości wody poprzez nawodnienia. Jednocześnie istotnym problemem dla każdego składowiska jest utylizacja odcieków charakteryzujących się właściwościami, które uniemożliwiają odprowadzenie ich do odbiorników lub gruntu bez oczyszczenia.

Uwarunkowania techniczne i przyrodnicze

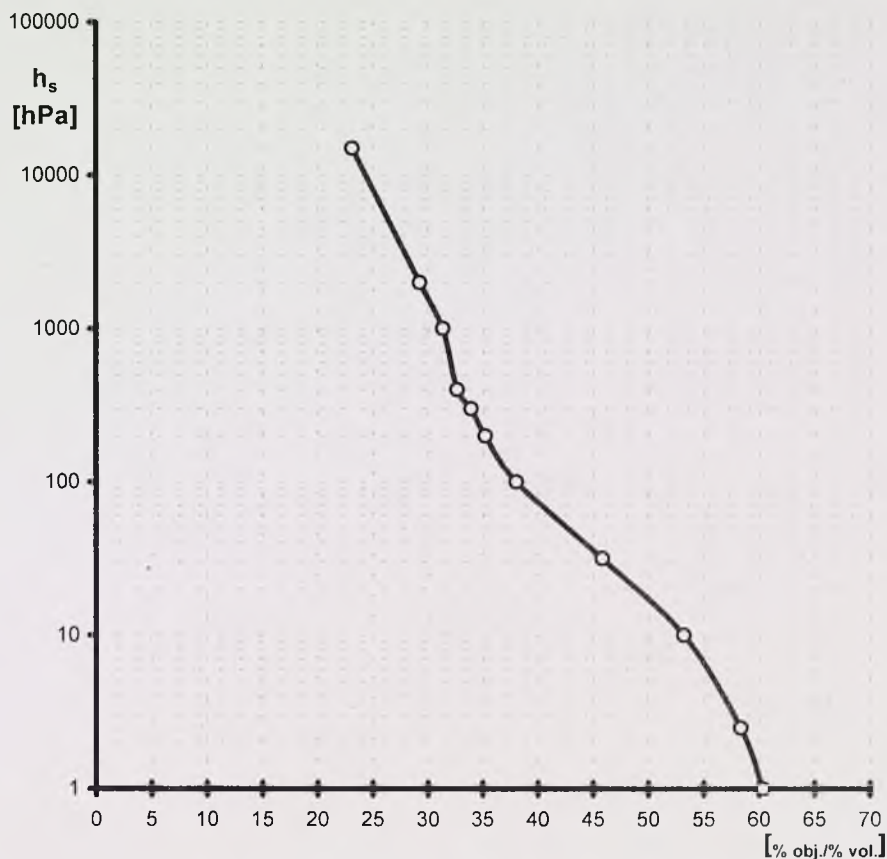
Składowiska odpadów komunalnych są obiektami geotechnicznymi, których materiał podlega skomplikowanym przemianom w czasie. Jednym z ważniejszych procesów zachodzących w składowisku jest jego osiadanie związane z miąższością zeskladowanych odpadów i mineralizacją frakcji organicznej. Osiadanie złoża oraz towarzyszące mu przemiany chemiczne prowadzą zazwyczaj do istotnych zmian gęstości oraz prze-

wodności hydraulicznej. W wyniku procesów mineralizacji ze złoża uwalniają się znaczne ilości metanu i siarkowodoru. Rozwiązania zamknięcia składowiska charakteryzują się dużą różnorodnością i uwarunkowane są w znacznej mierze jego konstrukcją. W składowiskach doziemnych stosowane są zamknięcia szczelne, tzn. czasza składowiska przykrywana jest folią, na której formowana jest warstwa nasypowa. W składowiskach nadpoziomowych, z uwagi na często stosowane duże nachylenie skarp, warstwa nasypowa formowana jest zwykle bezpośrednio na złożu odpadów (rys. 1). W pierwszym przypadku wpływ procesów chemicznych, zachodzących w złożu, na warstwę nasypową, jest w znacznym stopniu ograniczony. Przede

wszystkim wyeliminowany jest tu dopływ metanu i siarkowodoru do warstwy nasypowej, stanowiącej w przyszłości strefę korzeniową roślin. Składowiska nadpoziomowe, z punktu widzenia rekultywacji, charakteryzują się znacznie większym urozmaicheniem fizjograficznym z uwagi na nachylenie skarp, często sięgające 45° , oraz różną ich wystawą. Duże pochylenie skarp stwarza poważne zagrożenie erozją, zwłaszcza w pierwszym okresie rekultywacji, kiedy roślinność nie jest jeszcze dostatecznie rozwinięta. Powoduje również, że ilość opadu efektywnego jest mniejsza niż na powierzchni płaskiej porośniętej roślinnością. Na eksponowanych stokach, zwłaszcza o wystawie południowej i zachodniej, silnie nagrzewa się



RYСУNEK 1. Schemat składowiska odpadów komunalnych w Radiowie
FIGURE 1. Scheme of municipal waste landfill site in Radiowo



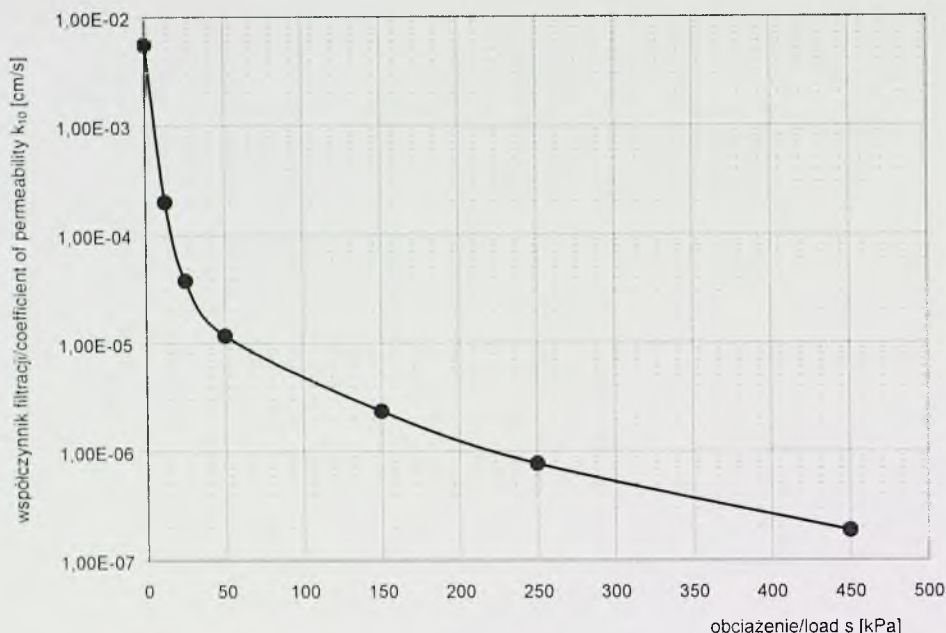
RYSUNEK 2. Charakterystyka retencyjna wierzchniej warstwy gleby na składowisku odpadów Radiowo

FIGURE 2. Retention characteristic of upper layer of soil at waste landfill site Radiowo

powierzchnia gleby i roślin. Oznacza to, że potencjał ssący wody glebowej, niezbędny do prawidłowego wzrostu roślin, powinien być tu większy niż w przeciętnych warunkach (Żakowicz 1990). Warunki termiczne, otwarta i narażona na działanie wiatru przestrzeń są istotnymi ograniczeniami dla rozwoju wielu roślin. Wybór gatunków do zasiedlenia wysypiska należy prowadzić na podstawie listy naturalnej sukcesji roślinności lub, jeśli taka jeszcze nie występuje,

poprzez analizę dotychczasowych doświadczeń na podobnych obiektach. W przypadku składowiska Radiowo do najczęściej występujących drzew i krzewów należą m.in. robinia akacjowa, czeremcha, bez czarny, klon jesionolistny, topola balsamiczna, wierzba wiciowa, a dla traw charakterystyczna jest tu dominacja komosowatych.

Warstwa nasypowa stanowiąca środowisko rozwoju roślin charakteryzuje się niezbyt korzystnymi właściwościami



RYSUNEK 3. Przewodność hydrauliczna wierzchniej warstwy gleby na składowisku Radiowo
 FIGURE 3. Hydraulic permeability of upper layer of soil at waste landfill site Radiowo

fizykowodnymi i nie stanowi gleby w ścisłym znaczeniu tego słowa. Warstwa ta, zwłaszcza w początkowym okresie po jej uformowaniu, posiada dużą przewodność wodną i niewielką retencję. Przykładowy przebieg charakterystyki retencyjnej i współczynnika przewodności hydraulicznej, uzyskany przez autorów dla mieszanki rekultywacyjnej stosowanej na składowisku odpadów w Radiowie, przedstawiono na rysunkach 2 i 3.

Możliwość wykorzystania odcieków do nawodnień

Naturalne zasilanie warstwy nasypowej następuje wyłącznie z opadów atmosferycznych, a dyspozycyjne dla ro-

ślin zapasy wody są zwykle niewielkie z uwagi zarówno na jej właściwości, jak i małą miąższość. Tak więc stosowanie nawodnień jest niezbędne dla efektywnej i szybkiej rekultywacji składowiska. Z drugiej strony istotnym problemem, zwłaszcza dla większych składowisk, jest odprowadzenie i unieszkodliwienie odcieków, charakteryzujących się często bardziej niekorzystnymi właściwościami niż ścieki komunalne. Racjonalnym rozwiązaniem może być tu zamknięcie bilansu wodnego składowiska poprzez wykorzystanie wód odciekowych do nawodnień powierzchni rekultywowanych.

Wyniki badań składu chemicznego odcieków ze składowiska Radiowo (tab. 1) są zazwyczaj zgodne z dotych-

czas obserwowanymi (m.in. Bretschneider i Löcher 1993, Szpadt 1988, Amokrane i Lomel 1997) dla odcieków ze składowisk starych. Dla obiektów o długim okresie eksploatacji charakterystyczna jest mała wartość stosunku BZT₅/CHZT wynosząca 0,14. Stosunek ten maleje w czasie na skutek postępującego rozkładu związków organicznych, osiągając dla całkowicie ustabilizowanych wysypisk wartość zbliżoną do 0,1 (Rosik-Dulewska 2002).

Odczyn odcieków na poziomie 7,7–8,0 jest typowy dla składowiska o wieku powyżej 10 lat i świadczy o stabilizowaniu się drugiej, metanogennej fazy rozkładu beztlenowego. Analizowane ocieki charakteryzują się znaczną zawartością chlorków, sięgającą 31 g/dm³, oraz stosunkowo niewielką zawartością azotu samonowego. Zastosowanie do nawodnień surowych odcieków jest wysoce niewskazane, głównie z uwagi na ich silne zasolenie. W związku z powyższym

TABELA 1. Skład chemiczny ścieków ze składowiska odpadów Radiowo przed i po oczyszczeniu
TABLE 1. Chemical characteristic of sewage from waste landfill site Radiowo before and after purification

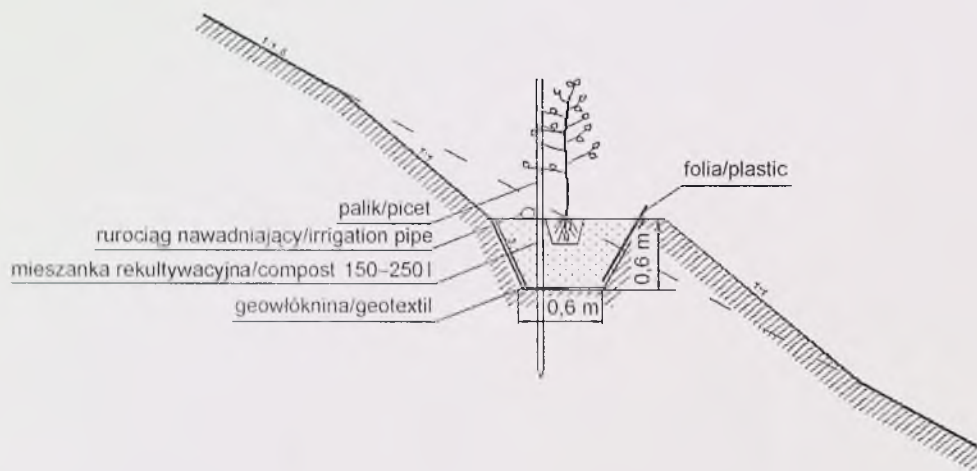
Wskaźniki Indicators		Ocieki ze składowiska Landfill leachate	Wody z oczyszczalni (kompostownia) Treated leachate	Wartości dop. w ściekach odprow. do wód lub ziemi Rozp. MŚ z 29.11.2002 r. Border value in Polish standard
Odczyn Reaction	pH	7,7–8,0	7,1–8,05	6,5–8,5
Przewodność Conductivity	mS/cm	10,7–27,1	1,7–3,5	–
ChZT (KMnO ₄) CHOD	mg O ₂ /dm ³	340–780	86–120	150
BZT ₅ BOD	mg/dm ³	40–100	24–95	40
Chlorki Chlorides	mg/dm ³	2880–31 180	500–760	1000
Siarczany Sulphates	mg/dm ³	395–430	40–142	500
Azot amonowy Ammonium nitr.	mg/dm ³	270–560	10–12	10
Fosfor ogólny Phosphorus total	mg/dm ³	0,4–1,0	0,03–0,1	5
Miedź Copper	mg/dm ³	0,08–0,2	0,02–0,042	0,5
Ołów Lead	mg/dm ³	0,01–0,016	0,02–0,06	0,5
Chrom Chromium	mg/dm ³	0,5–0,6	0,04	0,5
Kadm Cadmium	mg/dm ³	0,0008–0,001	n.w.	0,2
Nikiel Nickel	mg/dm ³	0,045–0,50	n.w.	0,5
Żelazo Iron	mg/dm ³	1,80–8,25	0,75–2,65	10

odcieki te w celu uzdatnienia do nawodnień powinny być wstępnie podczyszczone lub rozcieńczone wodą czystą do konduktywności mniejszej niż 4 mS/cm. Aktualnie na obiekcie Radiowo jedynie odcieki z kompostowni są kierowane do miejscowej oczyszczalni. Wody z oczyszczalni (tab. 1) charakteryzują się jeszcze stosunkowo dużym zapotrzebowaniem tlenu, jednak ich niewielki stopień zasolenia oraz pozostałe właściwości nie stwarzają ograniczeń w stosowaniu do nawodnień.

W warunkach, w których warstwa rekultywacyjna wykonana jest bezpośrednio na złożu odpadów, a procesy fermentacji metanowej są jeszcze intensywne, w pierwszej fazie zagospodarowania dla głęboko korzeniących się drzew i krzewów powinny być przewidziane izolowane nisze (rys. 4).

Biorąc pod uwagę przedstawioną specyfikę obszarów rekultywowanych,

szczególnie przydatne do nawodnień są tu systemy umożliwiające niszowe lub indywidualne zaopatrzenie roślin w wodę, za pomocą których nawodnienia mogą być prowadzone z dużą częstotliwością, z jednoczesnym precyzyjnym dozowaniem wody i składników pokarmowych. Do takich systemów należy zaliczyć nawodnienia mikrodoszczowniane i kroplowe. Do nawodnień skarp mogą być wykorzystane również nawodnienia stokowe z zastosowaniem systemu rur rozlewowych, wykonywane jako urządzenie półstałe. Dobrym rozwiązaniem jest stosowanie mikrodoszczowni w fazie zadarnienia skarp, a następnie przechodzenie na system stokowy z wykorzystaniem istniejącej sieci hydrantów. W części wierzcholinowej składowiska Radiowo mogą być stosowane nawodnienia zalewowe, zwłaszcza do nawodnień roślin wodolubnych, takich jak: wiklina, wierzba, trzcina i inne.



RYSUNEK 4. Schemat lokalizacji drzew i krzewów na składowisku odpadów Radiowo
FIGURE 4. Localization scheme of trees and shrubs at waste landfill site Radiowo

Nadmiar wody (podczyszczonych odcieków) powinien być kierowany za pomocą studni odpływowych do wnętrza składowiska, co przyspieszy zachodzące w nim procesy mineralizacji.

Podsumowanie i wnioski

Właściwości odcieków ze składowiska odpadów Radiowo wskazują, że z uwagi na wysokie zasolenie nie mogą być one zastosowane do nawodnień w postaci surowej. Ich wykorzystanie jest możliwe po wstępnym oczyszczeniu, tak aby konduktywność była mniejsza niż 4 mS/cm. Lokalna oczyszczalnia na obiekcie Radiowo, która przejmie ocieki z kompostowni, podczyszcza je dostatecznie dla celów nawodnień. Nawadnianie skarp składowiska odpowiednio podczyszczonymi odciekami może odbywać się systemem mikrodoszczownianym, kropłowym lub stokowym z rur rozlewowych. W pierwszym etapie zagospodarowania dla głęboko korzeniących się drzew i krzewów powinny być przewidziane izolowane nisze. Nawodnienia stokowe mogą być wprowadzane z uwagi na zagrożenie erozją na powierzchni już zadarnionej. W części wierzchowinowej składowiska do nawodnień podczyszczonymi odciekami może być stosowany system zalewowy, a nadmiary wody powinny być kierowane do wnętrza składowiska.

Literatura

AMOKRANE A., LOMEL C. 1997: Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Wat. Res.*, 31 (11): 2775–2782.

- BRETSCHNEIDER H., LÖCHER K. 1993: *Taschbuch der Wasserwirtschaft*. Paul Parey, Hamburg/Berlin.
- ROSIK-DULEWSKA C. 2002: *Podstawy gospodarki odpadami*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- SZPADT R. 1988: Wysypiska odpadów komunalnych, charakterystyka odcieków. *Biuletyn Inf. COIB Budownictwo, Gospodarka Miejska*, 4: 72–76.
- ŻAKOWICZ S. 1990: Application of irrigations on the basis of soil moisture content at the point of transpiration impedance. *Zesz. PPNR*, 388, 211–216.

W artykule wykorzystano wyniki badań uzyskane w ramach grantu KBN (6P06H00620).

Summary

Assessment of waste water from municipal waste landfill site to irrigation of reclaimed areas. In the paper the authors analysed the possibility of waste water utilisation from community Radiowo landfill for irrigation of reclaimed areas. Chemical analysis indicates the level of chlorate in waste water up to 31 g/dm³. In order to be used in irrigation process waste water must be pre-treated to get the conductivity lower than 4 mS/cm. Technical and environmental analysis of landfill indicates that micro-sprinkler and drip irrigation system are the most effective for irrigation of reclaimed areas.

Authors' address:

Stanisław Żakowicz, Piotr Hewelke
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Kształtowania Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159,
Poland

Technologia nawodnień i reakcja roślin przy wykorzystaniu wód odciekowych ze składowisk odpadów komunalnych

Technology of irrigation and grow of plants by use of leachate from municipal waste landfill site

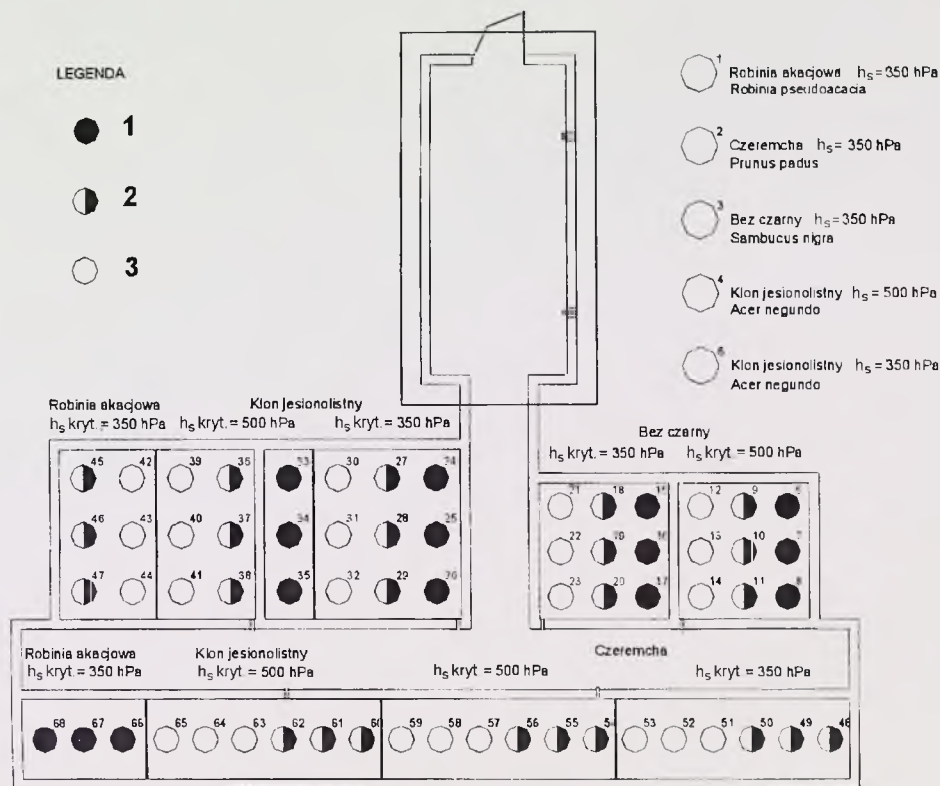
Słowa kluczowe: składowiska odpadów, rekultywacja, nawodnienia

Key words: landfill site, reclamation, irrigation

Wprowadzenie

Przy zagospodarowaniu odcieków ze składowiska z odpadów komunalnych ważne jest określenie ilości odcieków i ich jakości (Daniel 1993, Koda i Żakowicz 1998, Siuta 1999). Jednym z istotnych działań przy rekultywacji składowiska odpadów jest wprowadzenie roślinności na odpowiednio przygotowaną warstwę zamykającą. Rozwój roślinności zależy tu głównie od jej gatunkowego doboru, właściwości warstwy rekultywacyjnej i warunków wilgotnościowych. Nasypowa warstwa zamykająca w pierwszym okresie zagospodarowania charakteryzuje się zazwyczaj niekorzystnymi właściwościami wodnymi ze względu na małą pojemność wodną. Niewielka miąższość tej warstwy i często znaczne wzniesienie

składowiska ponad otaczający teren dodatkowo powodują, że ilość wody dyspozycyjnej jest tu niewystarczająca dla prawidłowego wzrostu większości roślin. Ocieki ze składowiska odpadów charakteryzują się właściwościami, które uniemożliwiają odprowadzenie ich do odbiornika lub gruntu bez oczyszczenia. W przypadku składowisk młodych, właściwości te mogą być znacznie bardziej niekorzystne niż ścieków komunalnych (Cuerton i in. 1991, EPA 1988, Rosik-Dulewska 2002). Zatem korzystnym rozwiązaniem jest domknięcie bilansu wodnego składowiska poprzez wykorzystanie odcieków do nawodnień rekultywowanych kwater. W tym celu niezbędna jest znajomość tolerancji wytypowanych do celów rekultywacji roślin i związanej z nią właściwej technologii nawodnień (Żakowicz 1993). W szczególności dotyczy to reakcji roślin na nawodnienie odciekami o różnym stopniu oczyszczenia, wielkości dawek polewowych, częstotliwości nawodnień oraz przedziału wody łatwo dostępnej.



RYSUNEK 1. Schemat doświadczenia lizymetrycznego na stacji SGGW w Ursynowie: 1 – nawodnienie odciekami ze składowiska o rozcieńczeniu 1:10, 2 – nawodnienie odciekami po oczyszczeniu, 3 – nawodnienie wodą czystą

FIGURE 1. Scheme of lysimetric experiments at the research station of WAU in Ursynów: 1 – irrigation by landfill leachate – dilution 1:10, 2 – irrigation by treated leachate, 3 – irrigation by clean water

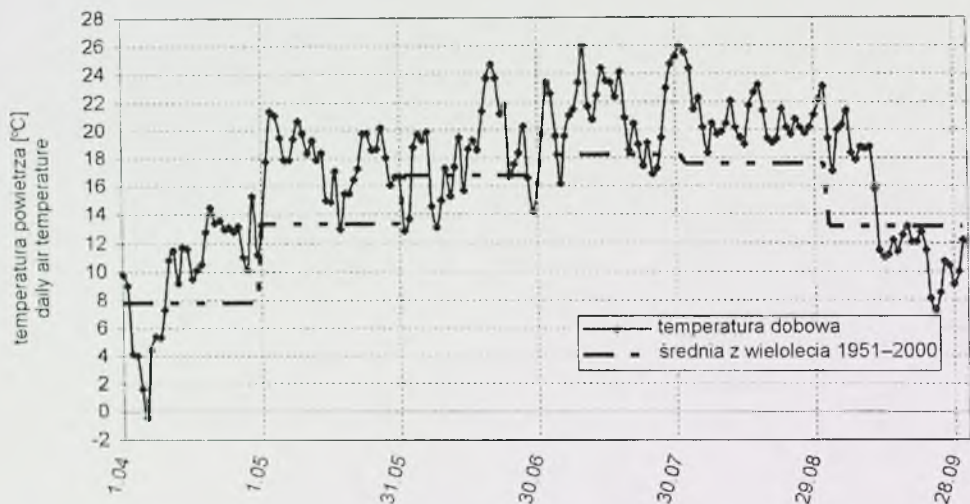
Metodyka badań

Badania nad możliwością wykorzystania odcieków ze składowiska do nawodnień roślin prowadzono na katodralnej stacji lizymetrycznej w Ursynowie. Schemat doświadczenia lizymetrycznego przedstawiono na rysunku 1. Do badań zastosowano 5 lizymetrów (nr 1–5) o pojemności 560 dm³ i głębokości 200 cm oraz 63 lizymetry (nr 6–68) o pojemności 30–50 dm³ i głębokości

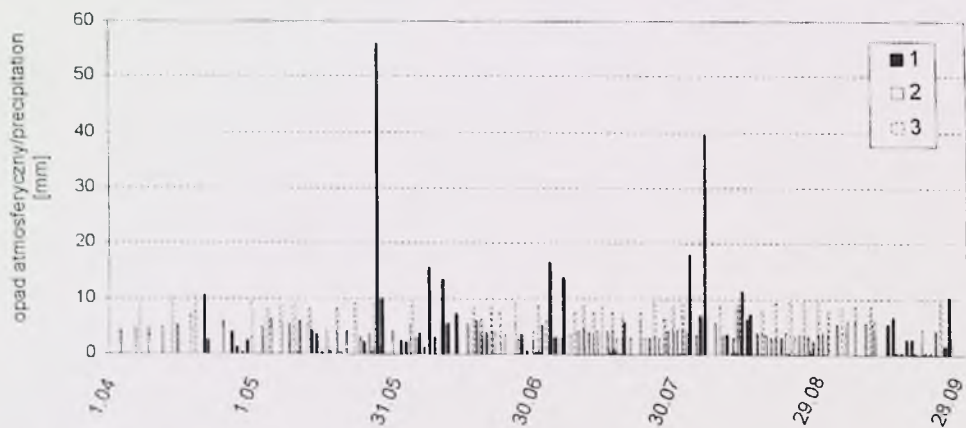
40–50 cm. Do badań wytypowano cztery rośliny: bez czarny (lizymetry nr 6–23), klon jesionolistny (24–41 i 60–65), robinie akacjową (42–47 i 66–68) oraz czeremchę (48–59). Nawodnienia prowadzono w trzech wariantach, stosując: surowe odcieki rozcieńczone wodą czystą (1 : 10), wody zrzutowe z oczyszczalni i wodę czystą. Trzecim różnicowanym czynnikiem był potencjał ssący wody glebowej, przy którym rozpoczynano nawodnienie $h_s = 350$ hPa lub $h_s = 500$ hPa.

Rośliny posadzono w pierwszych dniach kwietnia 2002 roku do specjalnie przygotowanej mieszanki rekultywacyjnej. Mieszanke sporządzono z ziemi humusowej o składzie piasku słabo gliniastego z 5-procentową domieszką

kompostu DANO. W celu określenia wielkości nawadniającej dawki netto w ujęciu dynamicznym pomierzono retencyjną charakterystykę mieszanki rekultywacyjnej dla 5 poziomów jej zagęszczenia (0; 12,5; 25; 100 i 300kPa).



RYSUNEK 2. Przebieg dobowej temperatury powietrza w okresie badań
FIGURE 2. Daily air temperature in period of investigation



RYSUNEK 3. Opad atmosferyczny i dawki nawadniające w okresie badań: 1 – opad atmosferyczny, 2 – nawodnienie krzewów, 3 – nawodnienie drzew
FIGURE 3. Precipitation and irrigation rate in period of investigation: 1 – precipitation, 2 – irrigation of shrubs, 3 – irrigation of trees

Podobnie na zmodyfikowanym edometrze wykonano oznaczenia przebiegu zmian współczynnika filtracji dla tych samych poziomów zagęszczenia. Parametry meteorologiczne w okresie badań były mierzone na automatycznej stacji meteorologicznej. W 2002 roku opad atmosferyczny w okresie wegetacji wynosił 331 mm i był zbliżony do wartości średniej z wielolecia (1951–2000) wynoszącej 326 mm. Średnia temperatura

powietrza w okresie badań wynosiła 17,5°C i była wyższa w stosunku do wartości średniej z wielolecia, która wynosiła 14,5°C. Przebieg dobowej temperatury powietrza, opadów atmosferycznych i dawek nawadniających w okresie badań na tle wartości średnich miesięcznych z wielolecia przedstawiono na rysunkach 2 i 3. Wyniki analizy 3 wariantów jakości wody użytej do nawodnień przedstawiono w tabeli 1. W okresie we-

TABELA 1. Właściwości chemiczne wód zastosowanych do nawodnień
TABLE 1. Chemical characteristic of water used for irrigation

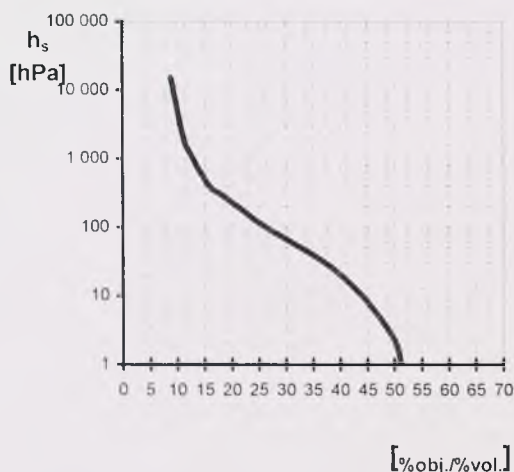
Wskaźniki Indicators		Odcieki ze składowiska Landfill leachate	Woda z oczyszczalni Treated leachate	Woda czysta Clean water	Wartość dopuszczalna w ściekach odprowa- dzanych do wód lub do ziemi (Rozp. MS z 29.11.2002 r.) Border value for waste water in Polish Standard
Odczyn Reaction	pH	7,7–8,0	7,1–8,05	7,5–7,6	6,5–8,5
Przewodność Conductivity	mS/cm	10,7–27,1	1,7–3,5	0,5–0,7	–
ChZT (KMnO ₄) CHOD (KMnO ₄)	mg O ₂ /dm ³	340–780	86	3–4	150
BZT ₅ BOD ₅	mg/dm ³	40–100	24–95	–	40
Chlorki Chlorides	mg/dm ³	2880–31 180	500–760	25–116	1000
Siarczany Sulphates	mg/dm ³	395–430	40–142	60–75	500
Azot amonowy Ammonium nitr	mg/dm ³	270–560	10–12	0,03–0,18	10
Fosfor ogólny Phosphours total	mg/dm ³	0,4–1,0	0,03–0,1	–	5
Miedź Copper	mg/dm ³	0,08–0,2	0,02–0,042	0,001	0,5
Ołów Lead	mg/dm ³	0,01–0,016	0,02–0,06	0,0001	0,5
Chrom Chromium	mg/dm ³	0,5–0,6	0,04	0,0004	0,5
Kadm Cadmium	mg/dm ³	0,0008–0,001	–	–	0,2
Nikiel Nickel	mg/dm ³	0,045–0,50	–	–	0,5
Żelazo Iron	mg/dm ³	1,80–8,25	0,75–2,65	0,02–0,08	10

getacji systematycznie prowadzono pomiary wilgotności gleby i potencjału ssącego wody glebowej w strefie korzeniowej. Wilgotność gleby mierzono metodą reflektometryczną z jednoczesną kontrolą zasolenia, a potencjał ssący wody glebowej tensjometrami z elektronicznym miernikiem ciśnienia z dokładnością odczytu 1 hPa. Próbki liści do analizy poziomu zaopatrzenia roślin w składniki pokarmowe pobrano w sierpniu. Jedną próbkę stanowiło co najmniej 48 liści zebranych z trzech roślin będących powtórzeniem tej samej kombinacji doświadczenia. Zawartość azotu oznaczono metodą Kjeldahla. Zawartość pozostałych składników oznaczono w ekstrakcie 0,5n HCl, po wcześniejszym spaleniu liści na sucho w piecu muflowym. Zawartość potasu oznaczono metodą fotopłomieniową na fotometrze. Zawartość fosforu określono kolorymetrycznie przy użyciu mieszaniny molibdenowo-wanadowej. Zawartość wapnia i magnezu oznaczono metodą ASA. Wzrost roślin oceniano na

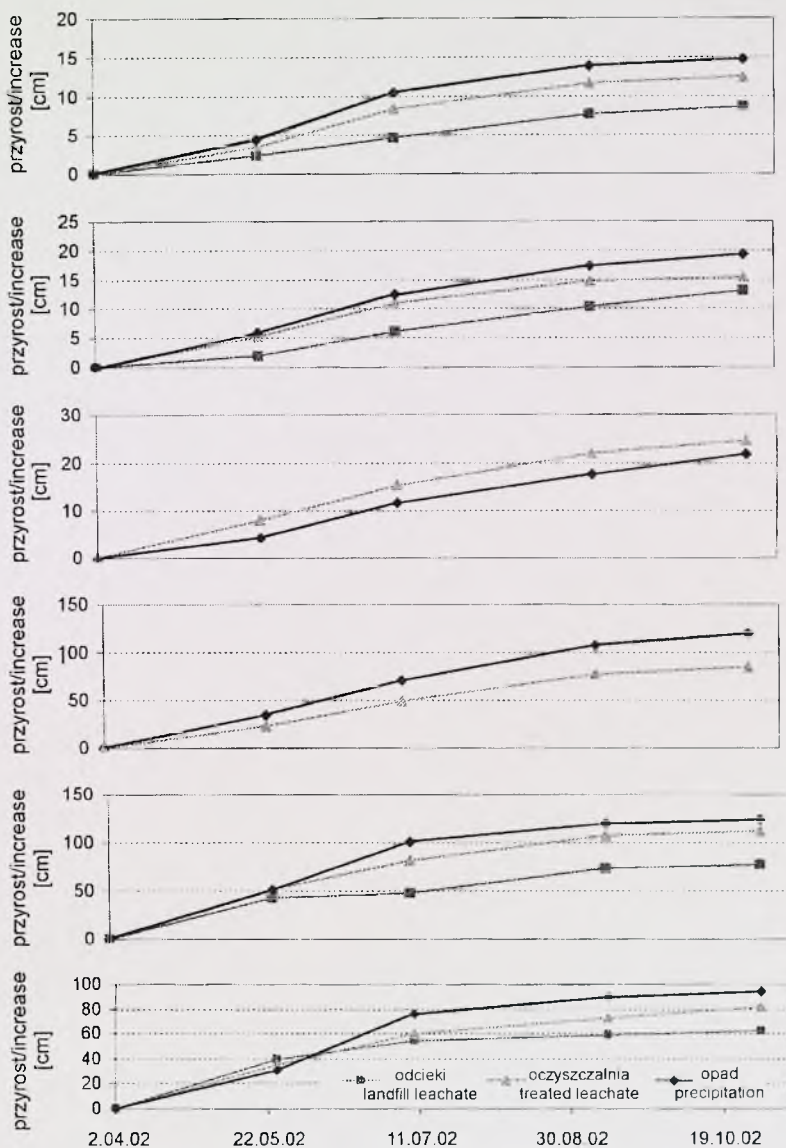
podstawie przyrostu wysokości i średnicy. W przypadku drzew średnicę pnia mierzono w trwale oznaczonym miejscu na wysokości pierśnicy. Pomiar wykonywano zawsze w dwóch kierunkach (N-S i E-W), przyjmując do analizy wartość średnią.

Wyniki i dyskusja

W celu określenia wielkości dawek nawadniających analizie poddano warunki wodne kształtujące się na istniejących rekultywowanych nadpoziomowych składowiskach. W wyniku tej analizy przyjęto, że przedział wody łatwo dostępnej (WLD) po rekultywacji składowiska waha się od pF 2,2 do pF 2,5 lub od pF 2,2 do pF 2,7. W przypadku mieszanki rekultywacyjnej użytej w badaniach lizymetrycznych pokazana na rysunku 4 jej retencyjna charakterystyka pozwala stwierdzić, że przedział WLD wynosi odpowiednio 5,0% obj. lub 7,0% obj.

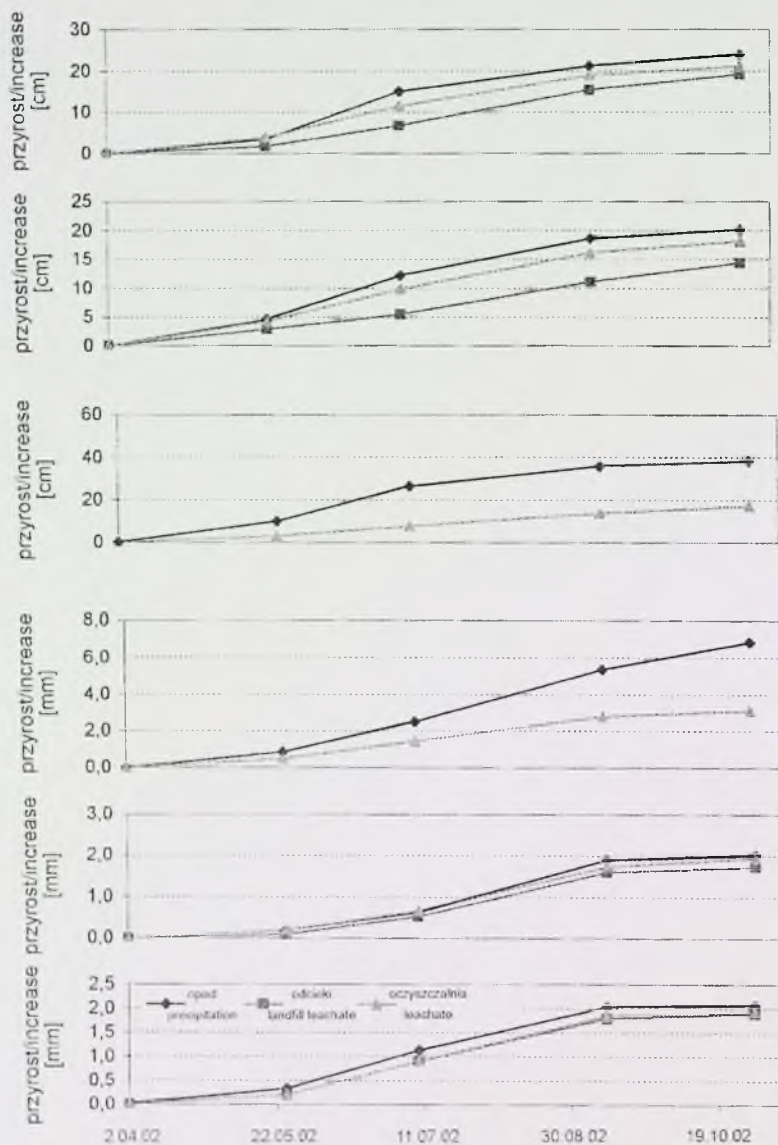


RYСУNEK 4. Charakterystyka retencyjna gleby w lizymetrach
FIGURE 4. Retention characteristic of soil in lysimeters



RYSUNEK 5. Wysokość roślin w zależności od jakości wody stosowanej w nawodnieniach i od potencjału ssącego gleby h_s na początku nawodnienia: a – bez czarny, $h_s = 350$ hPa; b – bez czarny, $h_s = 500$ hPa; c – czeremcha, $h_s = 350$ hPa; d – robinia akacyjowa, $h_s = 350$ hPa; e – klon jesionolistny, $h_s = 350$ hPa; f – klon jesionolistny, $h_s = 500$ hPa

FIGURE 5. Growth of plants by different quality of water used for irrigation and suction potential of soil h_s at beginning of irrigation: a – *Sambucus nigra*, $h_s = 350$ hPa; b – *Sambucus nigra*, $h_s = 500$ hPa; c – *Prunus padus*, $h_s = 350$ hPa; d – *Robinia pseudoacacia*, $h_s = 350$ hPa; e – *Acer negundo*, $h_s = 350$ hPa; f – *Acer negundo*, $h_s = 500$ hPa



RYSUNEK 6. Średnica roślin w zależności od jakości wody stosowanej w nawodnieniach i potencjału ssącego gleby h_s na początku nawodnienia: a – bez czarny, $h_s = 350$ hPa; b – bez czarny, $h_s = 500$ hPa; c – czerecha, $h_s = 350$ hPa; d – robinia akacja, $h_s = 350$ hPa; e – klon jesionolistny, $h_s = 350$ hPa; f – klon jesionolistny, $h_s = 500$ hPa

FIGURE 6. Diameter of plants by different quality of water used for irrigation and suction potential of soil h_s at the beginning of irrigation: a – *Sambucus nigra*, $h_s = 350$ hPa; b – *Sambucus nigra*, $h_s = 500$ hPa; c – *Prunus padus*, $h_s = 350$ hPa; d – *Robinia pseudoacacia*, $h_s = 350$ hPa; e – *Acer negundo*, $h_s = 350$ hPa; f – *Acer negundo*, $h_s = 500$ hPa

Przyjmując miąższość strefy korzeniowej dla badanych roślin, maksymalna wielkość jednorazowej dawki polewowej nie powinna przekraczać dla bzu czarnego i czarernchy $dn = 5$ mm oraz dla klonu jesionolistnego i robinii akacjowej $dn = 10$ mm.

W sezonie wegetacyjnym 2002 do nawadniania bzu czarnego i czarernchy zrealizowano 86 dawek nawadniających mniejszych niż 5 mm, dostarczając w formie nawodnień netto 372 mm wody. W przypadku klonu jesionolistnego nawodnienia były prowadzone dawkami mniejszymi niż 10 mm i do nawodnień zużyto 430 mm wody. Robinia akacjowa

ma bardzo intensywną transpirację i do nawodnień netto zużyto 560 mm wody.

Przyrosty wysokości roślin w 2002 roku, pokazane na rysunku 5, wyraźnie wskazują, że zarówno nawadniane rozcieńczonymi surowymi odciekami ze składowiska, jak i odciekami z oczyszczalni były mniejsze w stosunku do wody czystej, podobnie jak przyrosty ich średnicy (rys. 6). Wyjątkiem w dynamice przyrostów była czarerncha, która miała większe wartości dla kombinacji nawadnianej wodą z oczyszczalni. Analizę zawartości składników mineralnych w liściach badanych roślin przedstawiono w tabeli 2.

TABELA 2. Zawartość składników mineralnych w liściach roślin uprawianych w lizymetrach
TABLE 2. Content of mineral components in leaves of cultivated plants in lysimeters

Rodzaj rośliny Plants	Rodzaj wody do nawodnień Kind of water for irrigation	Zawartość w mg/g suchej masy liści Content in dry matter of leaf in mg/g				
		N	P	K	Ca	Mg
Bez czarny <i>Sambucus nigra</i>	odeiki surowe landfill leachate	2,62	0,13	1,46	4,61	1,60
	odeiki oczyszczone treated leachate	2,82	0,16	2,12	3,67	1,33
	woda czysta clean water	2,39	0,14	2,03	3,82	1,45
Klon jesionolistny <i>Acer negundo</i>	odeiki surowe landfill leachate	2,69	0,15	2,04	3,66	0,71
	odeiki oczyszczone treated leachate	2,11	0,16	1,63	4,44	0,80
	woda czysta clean water	2,05	0,12	2,04	4,35	0,86
Robinia akacjowa <i>Robinia pseudoacacia</i>	odeiki oczyszczone treated leachate	3,23	0,08	1,16	2,97	0,45
	woda czysta clean water	3,08	0,07	1,12	3,91	0,47
Czarerncha <i>Prunus padus</i>	odeiki oczyszczone treated leachate	1,76	0,18	0,90	3,04	0,78
	woda czysta clean water	1,52	0,13	0,91	3,11	0,73

Wnioski

1. Przyjmując granicę wody łatwo dostępnej (WLD) przy potencjale ssącym wody glebowej 350 hPa, przyrosty roślin nawadnianych wodą zrzutową z oczyszczalni w stosunku do wody czystej były mniejsze dla klonu jesionolistnego o 10%, a robinii akacjowej o 30%.
2. Przyrosty wysokości czeremchy nawadnianej wodą z oczyszczalni były około 20% większe w stosunku do kombinacji nawadniania wodą czystą.
3. Badania wykazały, że nawodnienie klonu jesionolistnego należy rozpoczynać przy potencjale ssącym 350 hPa, a bzu czarnego przy potencjale 500 hPa.
4. W badaniach lizymetrycznych stwierdzono, że terminy nawodnień mogą być prognozowane na podstawie średniej dobowej temperatury powietrza z uwzględnieniem lokalizacji powierzchni i jej wystawy.
5. Analiza zawartości składników mineralnych w liściach badanych roślin wskazuje wyraźnie, że robinia akacjowa wymaga dodatkowego nawożenia mineralnego P i Mg, a czeremcha N i K.

Literatura

- CURETON P.M., GROENEVELT Ph., McBRIDE R.A. 1991: Landfill leachate recalculation: Effects on vegetation vigor and clay surface cover infiltration. *Journal of Environmental Quality*, 20: 17–24.
- DANIEL D.E. 1993: Geotechnical practice for waste disposal. Water balance for landfills. Chapman and Hall, London.
- EPA, 1988: Constructed wetlands and aquatic plants systems for municipal wastewater treatment. Design manual. USEPA, Centre for Environmental Research Information, Cincinnati, EPA/625/1-88/022.
- KODA E., ŻAKOWICZ S. 1998: Physical and hydraulic properties of the MSW for water balance of the landfill. Proceedings of the 3rd Int. Congress on Environmental Geotechnics. Lisbona, September. Rotterdam: Z.A. Balkema.
- ROSIK-DULEWSKA Cz. 2002. Podstawy gospodarki odpadami. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- SIUTA J. 1999. Rekultywacja terenów składowania odpadów. W: Materiały IX Międzynarodowej Konferencji „Budowa bezpiecznych składowisk odpadów”. Wisła, 24–26 luty.
- ŻAKOWICZ S. 1993. The effect of the level of salinity of water used for irrigation on the amount of water available for plants. *Int. Agrophysics*, 7: 21–25.

W artykule wykorzystano wyniki badań uzyskane w ramach grantu KBN 6P06H006 20.

Summary

Technology of irrigation and grow of plants by use of leachate from municipal landfill site. In the paper the authors shows the results of lysimetric investigation. The aims of the investigations were to get to know the essential doses and reactions of plants chosen for irrigation by leachate from solid waste disposal. The experiments were conducted on 68 lysimeters and 4 kinds of plants (*Robinia pseudoacacia*, *Acer negundo*, *Sambucus nigra* i *Prunus padus*).

The research were carried out on measure of dynamic of plant growth and nutrient content in leaves depending on the quality of water used for irrigation (untreated leachate, treated leachate, clean water) and two levels of soil water potential (350 and 500 hPa). The result of investigations let for perfecting the irrigation technology in the conditions of solid waste disposal.

Authors' address:

Stanisław Żakowicz, Piotr Hewelke
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Kształtowania Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Ocena funkcjonowania systemu nawodnień kroplowych w warunkach nawadniania oczyszczonymi ściekami Evaluation of drip operation system by low quality recycled water irrigation

Słowa kluczowe: nawodnienia kroplowe, oczyszczone ścieki, ocena funkcjonowania, współczynniki równomierności

Key words: drip irrigation, recycled water, evaluation of operation, coefficients of uniformity

Wprowadzenie

Nawodnienia kroplowe stanowią typ nawodnień, za pomocą których dostarcza się do gleby małe dawki wody lub roztworów nawozowych w postaci kropeł. Ich specyficzną cechą jest odmienna gospodarka wodna i pokarmowa w profilu glebowym.

Jednym z poważnych problemów z wykorzystaniem oczyszczonych ścieków w systemach kroplowych jest zatykanie się emiterów i przewodów. Jakość roztworu do nawodnień ma istotne znaczenie ze względu na małe wymiary urządzeń wydających wodę oraz niewielką prędkość przepływającej w nich wody (Seischa i in. 1996).

Do nawodnień kroplowych może być stosowana woda pochodząca praktycznie z każdego źródła, lecz przed wprowadzeniem do sieci nawadniającej musi być ona poddana procesowi oczyszczania. Bez odpowiednio przygotowanego roztworu system może ulec częściowemu lub całkowitemu zatkanie urządzeń wydających (Jeznach 1996).

Celem przeprowadzonych badań była ocena funkcjonowania systemu kroplowego w warunkach nawadniania oczyszczonymi ściekami.

Technologia mikronawodnień w doczyszczaniu ścieków

Współdziałanie nawodnień z nawożeniem było stosowane w melioracjach od czasów starożytnych do czasów nam współczesnych poprzez rolnicze wykorzystanie ścieków (Wierzbiński 1963, Multan 1965, Kutera 1988, Czyżyk 1992, Anukularmphai 1996, El-Arabi i in. 1996, Mosiej 1999). Oczyszczanie ścieków w środowisku naturalnym po-

legało na wchłanianiu zanieczyszczeń przez glebę i rośliny. Były to systemy o umiarkowanej skuteczności, w których wieloletnie nawodnienia ściekami powodowały wraz z upływem czasu degradację środowiska.

Znaczne zanieczyszczenia zasobów wodnych poprzez nieprawidłową gospodarkę wodną, zasolenie gleby i wody oraz degradację środowiska powodują konieczność poszukiwania nowych rozwiązań i technologii. Obecnie bardzo popularne staje się zastosowanie systemu kropłowego do oczyszczania lub doczyszczania, pozwalające na podawanie ścieków bytowych lub przemysłowych do gleby o kontrolowanej intensywności (kropla po kropli). Ma to istotne znaczenie zarówno w zakresie kontrolowanego zaopatrywania roślin w wodę przy uniezależnieniu się od przebiegu opadów, jak i przy wykorzystaniu wód gorszej jakości. Doczyszczanie ścieków w systemie gleba-roślina poprzez powolne powierzchniowe ich dostarczanie do gleby stanowi nowatorską technologię. Ze względu na specyfikę samego systemu kropłowego technologia ta odpowiada właściwemu zarządzaniu środowiskiem.

Nawodnienia kropłowe umożliwiają zatrzymanie w glebie łatwo przyswajalnych dla roślin substancji pokarmowych, tworząc biofiltr. Możliwe jest zatrzymanie w glebie organicznego i łatwo przyswajalnego fosforu oraz spowolnienie procesów wymywania azotanów poza strefę korzeniową roślin. Jest to istotne ze względu na fakt, iż degradacja środowiska glebowego i wodnego powodowana jest głównie przez rozprzieszczenie w nim zanieczyszczeń różnego

pochodzenia wpływających ujemnie na naturalne procesy przyrodnicze.

Cechą wyróżniającą ten system nawodnień spośród wielu innych jest możliwość uwzględnienia wielkości aplikowanego ładunku zanieczyszczeń i częstotliwości jego podawania zgodnie z charakterystyką gleby, na podstawie wielkości opadów, ewapotranspiracji oraz bilansu substancji nawożących.

Stąd wynika konieczność kontrolowania jakości wody do nawodnień pod względem chemicznym i badania przepływu zanieczyszczeń w profilu glebowym przy nawodnieniach kropłowych wodami gorszej jakości z jednoczesnym uwzględnieniem wpływu wykorzystywanych wód na eksploatacyjną sprawność systemu.

Podstawowym kryterium, jakie powinno być spełnione podczas projektowania systemu nawadniającego, oprócz odpowiedniej jakości wody do nawodnień, jest równomierność podawania wody lub inaczej maksymalna zmienność emisji. Zmienność emisji uzależniona jest przede wszystkim od zmienności produkcyjnej emiterów oraz zmian ciśnienia wody w instalacji (Jeznach 1996, Konopacki i Treder 1999).

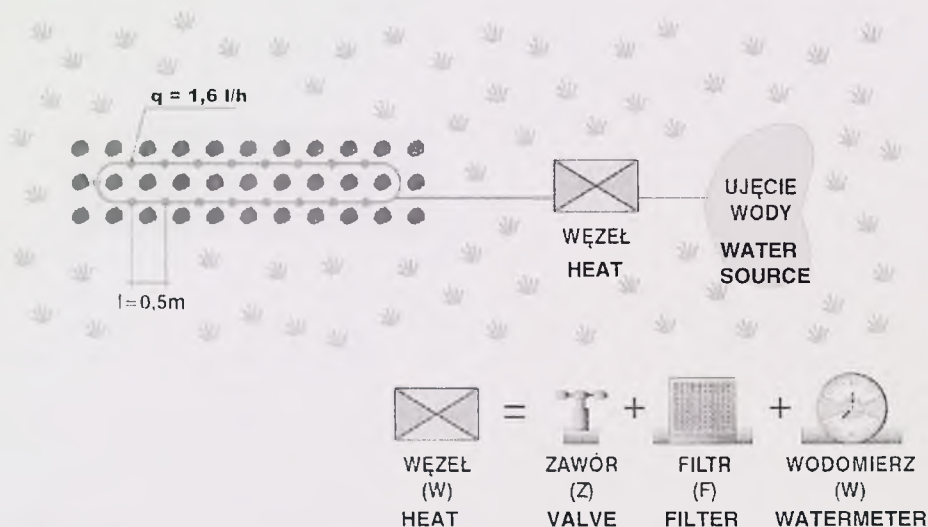
Zalecenia dotyczące kryteriów równomierności nawodnień mają zastosowanie w warunkach nawadniania wodą czystą zarówno w sadownictwie, jak i w uprawach rzędowych, pasowych lub pod osłonami. Natomiast w przypadku nawadniania oczyszczonymi ściekami bądź wodami gorszej jakości istotne jest funkcjonowanie i sprawność systemu w wieloletnim działaniu. Sprawność systemu kropłowego w takich warunkach w dużej mierze zależy od sprawności emiterów.

Najprostszym sposobem pomiaru funkcjonowania systemu kropłowego są badania stanowiskowe, przy czym minimalna ilość emiterów określona normami wynosi 25 sztuk. Jeznach (1996) w swoich badaniach jako minimalną próbę badawczą przyjął 30 emiterów. Jednak, jak podają Konopacki i Treder (1999) za Braltsem i Kesnerem (1983) w ocenie polowej brak jest istotnych różnic pomiędzy współczynnikami równomierności emisji obliczonymi na podstawie 18 badanych emiterów a współczynnikami emisji obliczonymi po zbadaniu wszystkich emiterów w instalacji (od 202 do 762 sztuk).

W poniższej pracy sprawdzania funkcjonowania systemu kropłowego przy nawodnieniach oczyszczonymi ściekami wykorzystano obowiązujące normy, ustalenia i dane literaturowe jak dla mikronawodnień w warunkach nawadniania wodą czystą.

Material i metodyka badań

Doświadczenie założono na terenie Zakładu Przetwórstwa Tytoniowego firmy R.J. Reynolds Tobacco w Piascznie. W procesie technologicznym zakładu powstawały ścieki bytowo-gospodarcze, przemysłowe (z procesu płukania tytoniu mieszaniną wody i gliceryny) i opadowe, które były oczyszczane w przyzakładowej biologicznej oczyszczalni ścieków oraz w stawie biologicznym i w zbiorniku z fontanną. Zakład prowadził ciągle monitoring jakości oczyszczanych ścieków. Ścieki te, według Rozporządzenia MOŚZNiL z dnia 5 listopada 1991 roku, można zakwalifikować do II klasy czystości wód powierzchniowych. System nawodnień kropłowych założono na rabacie z różami. Zainstalowano przewody nawadniające o średnicy 20 mm z emiterami kompensacyjnymi (tzw. linie kro-



RYSUNEK 1. Schemat instalacji doświadczalnej
FIGURE 1. Scheme of experimental system

plujące) w rozstawie wydatku, $q = 1,6 \text{ l} \cdot \text{h}^{-01}$. Woda do nawodnień pobierana była ze studzienki przed stawem stabilizacyjnym, gdzie założono zawór, filtr dyskowy i wodomierz (rys. 1). Nawadnianie poletka doświadczalnego prowadzono od maja do sierpnia. W tym czasie łącznie do nawodnień zużyto 48,2 mm oczyszczonych ścieków. Po zakończeniu doświadczenia przeprowadzono pomiary natężenia wydatku emiterów. Dane meteorologiczne dotyczące terminów i wielkości opadu pochodzą z Zakładu Meteorologii i Klimatologii SGGW dla stacji Ursynów.

Funkcjonowanie systemu nawodnień kropłowych

Do oceny funkcjonowania systemów kropłowych wykorzystuje się kryterium równomierności nawodnienia. Na podstawie wyników pomiarów natężenia wydatku emiterów ustala się wielkość odchyień od wartości średniej i przeprowadza analizę równomierności nawadniania. Kryterium to pozwala ocenić system w czasie jego pracy.

W pracy posłużono się współczynnikiem równomierności Christiansena (C_u), wskaźnikiem równomierności (U_s) oraz eksploatacyjną równomiernością emisji (EU_e). Formuły do obliczenia tych wskaźników można przedstawić następująco (Jeznach 1996):

- współczynnik równomierności Christiansena

$$C_u = \left[1 - \frac{\sum |\bar{q} - q_i|}{n\bar{q}} \right] \cdot 100\% \quad (1)$$

gdzie:

- C_u – współczynnik równomierności Christiansena [%],
- $\bar{q}$ – średnie natężenie wypływu z emitera [$\text{l} \cdot \text{h}^{-1}$],
- q_i – natężenie wypływu z i -tego emitera [$\text{l} \cdot \text{h}^{-1}$],
- n – ogólna liczba emiterów;
- wskaźnik równomierności

$$U_s = \left[1 - \frac{SD}{\bar{q}} \right] \cdot 100\% \quad (2)$$

gdzie:

- U_s – wskaźnik równomierności [%],
- SD – odchylenie standardowe wyników pomiarów;
- eksploatacyjna równomierność emisji

$$EU_e = \frac{q_{25}}{\bar{q}} \cdot 100\% \quad (3)$$

gdzie:

- EU_e – eksploatacyjna równomierność emisji,
- q_{25} – średnie pomiary natężenia wydatku emiterów z próby 25% wydatków najmniejszych [$\text{l} \cdot \text{h}^{-1}$].

Ponieważ ściśle kryteria oceny funkcjonowania systemów nawodnień kropłowych nie zostały w Polsce ustalone, powszechnie przyjmuje się, że dla współczynnika równomierności Christiansena $C_u \geq 90\%$ funkcjonowanie systemu można ocenić jako dobre. Przy C_u mniejszym niż 80% należy określić przyczyny niskiej równomierności i podjąć odpowiednie środki zaradcze (Jeznach 1996). Można posługiwać się również wskaźnikiem równomierności

(Us) lub współczynnikiem równomierności emisji (EU_e). Jak podają Nakayama i Bucks (1986): wartość $EU_e \geq 90\%$ – równomierność bardzo dobra, 80 ~ 90% – dobra, 70 ~ 80% dostateczna, przy $EU_e \leq 70\%$ – słaba, a poniżej 60% – zła.

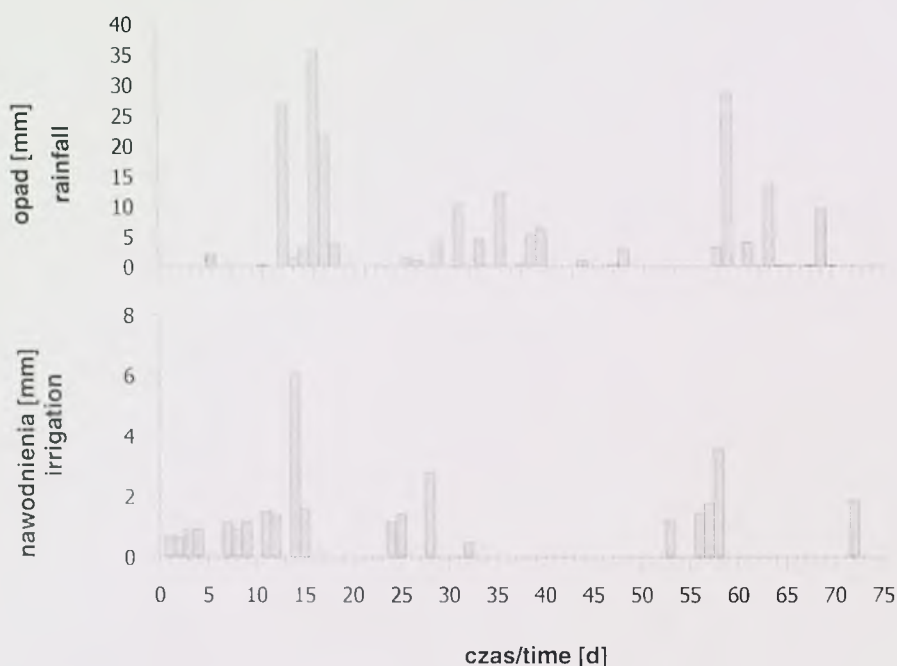
Wyniki badań

W trakcie eksploatacji systemu kropowego przy wykorzystaniu oczyszczonych ścieków przeprowadzono 20 nawodnień. Średni czas trwania pojedynczego nawodnienia wynosił 1,5 h, a dawka sumaryczna podawanych oczyszczonych ścieków była równa 48,2 mm,

co stanowiło 24% całkowitego opadu deszczu w tym okresie. Rozkład opadów atmosferycznych i dawek polewowych w rozpatrywanym okresie badawczym przedstawiono na rysunku 2.

Wyniki badań równomierności nawodnienia kropowego oczyszczonymi ściekami na terenie Zakładu Przetwórstwa Tytoniowego przedstawiono w tabeli 1.

Na obiekcie badawczym przy nawadnianiu oczyszczonymi ściekami system nawodnień kropowych funkcjonował prawidłowo. Potwierdzają to wyniki badań równomierności natężenia wydatku. Emisery nie zatykały się, filtr zaś czyszczono w miarę potrzeb, średnio co dwa tygodnie.



RYSUNEK 2. Rozkład opadów atmosferycznych i dawek polewowych w 1998 roku
FIGURE 2. Rainfall and irrigation rate in 1998

TABELA 1. Wyniki badań wskaźników równomierności (%)

TABLE 1. Results of uniformity coefficients (%)

Wskaźnik/Coefficient	Pomiar I Measurement I	Pomiar II Measurement II
Współczynnik równomierności (Cu) Coefficient of uniformity (Cu)	96,64	96,26
Wskaźnik równomierności (Us) Coefficient of variation (Us)	93,76	93,76
Współczynnik eksploatacyjnej równomierności emisji (EU _e) Coefficient of operation emission uniformity (EU _e)	93,96	92,53

Dla obu pomiarów uzyskano bardzo dużą wartość współczynnika równomierności Christiansena (Cu) – powyżej 95% i wskaźnika równomierności (Us) – powyżej 90%, co według przyjętej skali świadczy o właściwym rozkładzie natężenia wydatku. Dostyc wysoki współczynnik równomierności emisji (EU_e) w obu przypadkach świadczy o dobrej efektywności rozprowadzania wody.

Podsumowanie

Podawanie oczyszczonych ścieków przez instalację nawodnień kropłowych w trakcie trwania badań nie powodowało pogorszenia funkcjonowania systemu.

Określone w warunkach polowych wskaźniki równomierności (Cu, Us, EU_e), stosowane powszechnie, jako kryterium oceny eksploatacyjnej systemów mikronawodnień, przekraczały wartość 90%.

Dobrze oczyszczone ścieki, zaliczane do II klasy czystości wód, mogą być podawane przez system nawodnień kropłowych.

Literatura

- ANUKULARMPHAI A. 1996: Irrigation development in Thailand. Proc. 7th International Conference on Water and Irrigation. 13–16 May, Tel Aviv.
- CZYŻYK F. 1992: Stopień eliminacji związków biogenych przy oczyszczaniu ścieków w środowisku glebowym. Materiały Konferencji Naukowej „Gospodarowanie wodą w krajobrazie rolniczym jako element zrównoważonego rozwoju”. SGGW-PAN, Warszawa.
- EL-ARABI N.E., RASHED M., VERMEULEN A. 1996: Environmental impacts of sewage water irrigation on groundwater. 16th Congress on Irrigation and Drainage. Proc. of a Special Workshop (Eds. Madramootoo C.A. and Dodds G.F.) ICID – CIID. 17 September, Egypt.
- JEZNACH J. 1996: Analiza funkcjonowania systemów nawodnień kropłowych w różnych warunkach środowiskowych. Rozprawy Naukowe i Monografie SGGW, Warszawa.
- KONOPACKI P., TREDER W. 1999: Grupowanie emiterów jako sposób na obniżenie zmienności wydatku wody w nawodnieniach sadowniczych. *Inżynieria Rolnicza* 5: 155–160.
- KUTERA J. 1988: Wykorzystanie ścieków w rolnictwie. PWRiL, Warszawa.
- MOSIEJ J. 1999: Przyrodniczo-techniczne uwarunkowania gospodarowania wodą w dolinie rzeki Ner. Rozprawa habilitacyjna. Wydaw. SGGW, Warszawa.

- MULTAN H. 1965: Wpływ wysokości dawki okresowej i częstotliwości nawodnień ściekami miejskimi na plon siana. *Zesz. Nauk. SGGW – AR, Mel. Rol.* 6.
- NAKAYAMA F.S., BUCKS D.A. 1986: *Trickle Irrigation for Crop Production*. Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York, Tokio.
- Rozporządzenie MOŚZNiL z dnia 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi.
- SCISCHA A., RAVINA I., SAGI G., PAZ E., YECHIELY Z., ALKON A., SCHRAMM G., SOFER Z., MARCU A., LEV Y. 1996: Clogging control in drip irrigation systems using reclaimed wastewater. *Proc. „The Platform Trials”*, 13–16 May, Tel Aviv, Israel.
- WIERZBICKI J. 1963: Wykorzystanie ścieków w rolnictwie i leśnictwie. PWRiL, Warszawa.

Summary

Evaluation of drip operation system by low quality recycled water irrigation.

The quality of irrigation water has an impact on operation of irrigation system and influence on system efficiency. The main objective of the experiments was to examine the performance of drip system under conditions of low quality recycled water irrigation from tobacco manufacture. The results of uniformity coefficients were higher than 90% and performance of the drip system can be evaluated as acceptable.

Authors' address:

Agnieszka Wagner, Jerzy Jeznach
Szkola Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Kształtowania Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland
e-mail: wagner@alpha.sggw.waw.pl
e-mail: jeznach@alpha.sggw.waw.pl
e-mail: ptach@alpha.sggw.waw.pl

Badanie przepuszczalności hydraulicznej gruntów metodą rozpraszania ciśnienia wody w porach

The use of pore pressure dissipation method to estimate hydraulic conductivity of soils

Słowa kluczowe: przepuszczalność hydrauliczna, współczynnik konsolidacji, CPTU, DMT, BAT

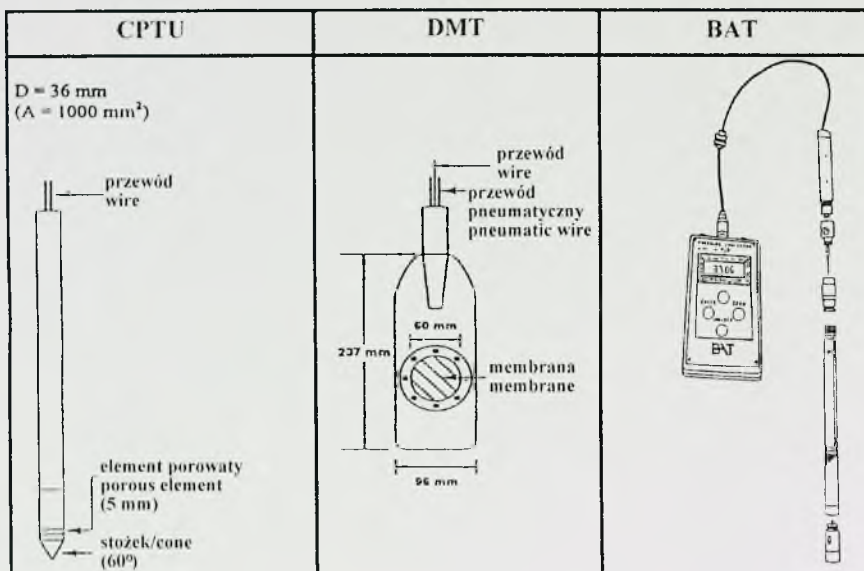
Key words: hydraulic conductivity, coefficient of consolidation, CPTU, DMT, BAT

Wprowadzenie

W ostatnich latach określaniem przepuszczalności hydraulicznej gruntów drobnoziarnistych zajmują się w zasadzie wszystkie ośrodki geotechniczne. Wzrost zainteresowania tą właściwością wynika głównie z powstania nowego działu geotechniki – geotechniki środowiskowej (Garbulewski 2002). Badaniem wpływu na przepuszczalność hydrauliczną czynników związanych zarówno z właściwościami przepływającej cieczy (np. lepkość i gęstość), jak i ośrodka gruntowego (np. wskaźnik porowatości, naprężenie efektywne, stopień nasycenia wodą) zajmują się z jednakowym zaangażowaniem geotechnicy, gleboznawcy i hydrogeolodzy, używając czę-

sto różnych terminów do określenia tej samej właściwości. Geotechnicy środowiskowi zaakceptowali stosowaną przez gleboznawców nazwę przepuszczalność hydrauliczna; mniej popularną stały się powszechne poprzednio nazwy filtracja wody i współczynnik filtracji, hydrogeolodzy raczej wolą stosować nazwę przewodność hydrauliczna. W niniejszym artykule stosowana będzie nazwa przepuszczalność hydrauliczna, która została wyszczególniona w nowej polskiej normie geotechnicznej Pr PN-B-02481.

Metody badań przepuszczalności hydraulicznej gruntów można podzielić na bezpośrednie, w tym terenowe i laboratoryjne, oraz pośrednie. Metody bezpośrednie polegają na pomiarach w czasie objętości przepływającej cieczy, przy znanych warunkach geometrycznych przepływu (powierzchnia, długość drogi przepływu i gradient hydrauliczny). W przypadku badań gruntów drobnoziarnistych metody bezpośrednie wymagają długotrwałych, nawet miesięcznych obserwacji przepływu cieczy, i nie zawsze



RYSunek 1. Sondy geotechniczne CPTU, DMT i system BAT
FIGURE 1. Geotechnical equipment CPTU, DMT and BAT system

mogą być zaakceptowane, zwłaszcza do kontroli jakości budowy ziemnych lub jej elementów. Metody pośrednie wykorzystują sprawdzone zależności korelacyjne między przepuszczalnością hydrauliczną i łatwym do określenia parametrem. Do metod pośrednich należy zaliczyć określanie przepuszczalności hydraulicznej z badań konsolidacyjnych, w których wyznacza się współczynnik konsolidacji (c_v) na podstawie analizy rozpraszania w czasie ciśnień wody w porach. Metoda pośrednia określania przepuszczalności hydraulicznej w warunkach in situ wykorzystywana jest również w sondowaniach CPTU, DMT i w badaniach przyrządem BAT (rys. 1). Metody te, nazwane metodami rozpraszania ciśnień wody w porach (Manasse-ro 1994), zostaną opisane w niniejszym artykule. Poza tym zostaną przedstawione wyniki badań gruntów drobnoziarnistych w terenie i w laboratorium.

Metoda rozpraszania ciśnienia wody w porach

Do opisu liniowej konsolidacji gruntów drobnoziarnistych najczęściej wykorzystywana jest teoria konsolidacji Terzaghiiego, w której zmianę ciśnienia wody w porach w czasie na dowolnej głębokości wyraża następujące równanie:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = c_v \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \quad (1)$$

gdzie:

- $\frac{\partial u}{\partial t}$ – prędkość zmian nadwyżki ciśnień wody w porach [kg/(m²/s)],
 c_v – współczynnik konsolidacji [m²/s],

$\frac{\partial^2 u}{\partial z^2}$ – zmiany gradientu ciśnień hydraulicznych,

$c_v \frac{\partial^2 u}{\partial z^2}$ – ilość wody wypływającej z porów gruntu przez powierzchnię 1 m^2 w jednostkowym czasie dt [$\text{kg}/(\text{m}^2/\text{s})$].

Znajomość współczynnika konsolidacji (c_v), który uwytatnia połączony efekt ściśliwości i przepuszczalności gruntu pozwala wyznaczyć przepuszczalność hydrauliczną (k) według wzoru:

$$k = c_v m_v \gamma_w = c_v \frac{1}{M_v} \gamma_w \quad (2)$$

gdzie:

k – przepuszczalność hydrauliczna [m/s],

m_v – współczynnik zmian objętości gruntu [m^3/kN],

γ_w – jednostkowy ciężar wody [kN/m^3],

M_v – moduł ściśliwości gruntu [kN/m^2].

Wzór (2) oznacza, że przepuszczalność hydrauliczną można określić metodami pośrednimi z badań konsolidacyjnych, przy czym należy pamiętać o założeniach, które Terzaghi przyjął w swoim modelu: 1) grunt jest materiałem jednorodnym, 2) pory gruntu są całkowicie wypełnione wodą, 3) woda i cząstki gruntu są nieściśliwe, czyli zmiany objętości gruntu obciążonego wynikają ze zmian objętości porów, 4) przepływ wody odbywa się zgodnie z prawem Darcy'ego w jednym kierunku, 5) przepuszczalność hydrauliczna jest wartością stałą. W warunkach in situ założenia modelu Terzaghi nie są w pełni spełnione, wobec czego uzyskiwane wartości przepuszczalności hydraulicznej mogą odbiegać od wartości rzeczywistych. Przepuszczalność

hydrauliczna zależy bowiem od wielu czynników, w tym zwłaszcza od wskaźnika porowatości (e) i konsolidacyjnego obciążenia (σ_c).

Metodę rozpraszania ciśnienia wody w porach wykorzystano do określenia przepuszczalności hydraulicznej gliny i gliny piaszczystej zwięzłej (Domżałska i Krawczyk 1999). W badaniach zastosowano zmodyfikowany edometr, w którego skład oprócz typowych elementów wchodził cylinder z pleksiglasu o średnicy 65 mm i wysokości 30 mm, umożliwiający zainstalowanie wewnątrz próbki gruntu miniaturowej ceramiki, stanowiącej część układu tensjometrycznego. Układ ten wykorzystano do kontroli stanu nasycenia próbki gruntu podczas badań przepuszczalności hydraulicznej metodą zmiennego gradientu. Początkowa wartość gradientu była w zakresie od 25 do 30. Poza wykonaniem układu tensjometrycznego, modyfikacja edometru polegała na zainstalowaniu układu hydraulicznego do pomiaru objętości wody dopływającej do górnej powierzchni próbki i odpływającej z powierzchni dolnej.

Z badań w zmodyfikowanym edometrze uzyskiwano wartość przepuszczalności hydraulicznej i krzywą konsolidacji, której graficzna interpretacja metodą Casagrandego umożliwia określenie współczynnika konsolidacji pionowej (c_v) ze wzoru:

$$c_v = \frac{0,196 h_{sr}^2}{t_{50}} \quad (3)$$

gdzie:

c_v – współczynnik konsolidacji pionowej [cm^2/s],

h_{sr} – średnia wysokość próbki [cm],

t_{50} – czas, w którym zachodzi 50% konsolidacji [s].

TABELA 1. Wyniki badań przepuszczalności hydraulicznej metodą zmiennego gradientu w zmodyfikowanym edometrze i obliczone na podstawie krzywej konsolidacji

TABLE 1. Results of hydraulic conductivity tests (falling – head method) in modified oedometer and calculated based on consolidation curves

Obciążenie próbki Loading [kPa]	Z badań w zmodyfikowanym edometrze/From modified oedometer [m/s]	Obliczone/Calculated [m/s]
Gлина/Clay	$9,1 \cdot 10^{-8}$	$7,2 \cdot 10^{-7}$
50		
100		
200	$2,1 \cdot 10^{-8}$	$7,2 \cdot 10^{-7}$
Gлина piaszczysta zwięzła Stiff sandy clay	$3,5 \cdot 10^{-9}$	$8,7 \cdot 10^{-8}$
100		
	$1,1 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$

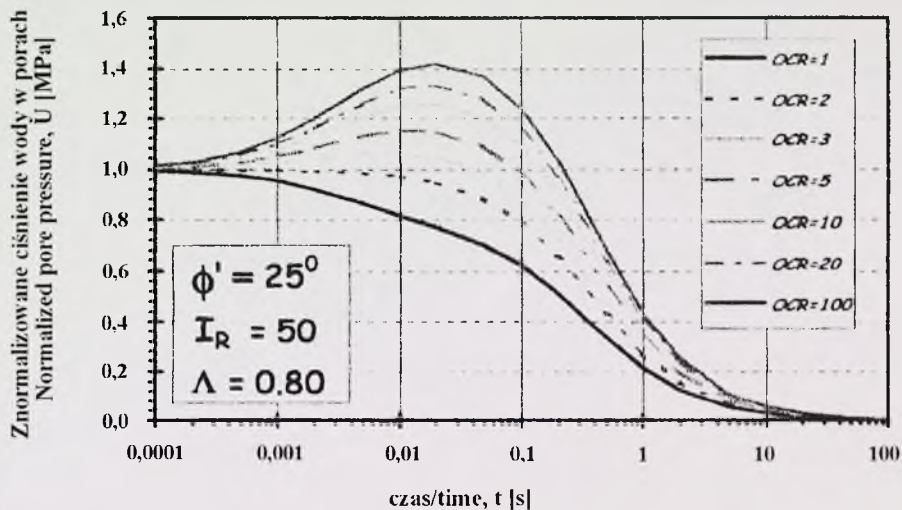
Do badań laboratoryjnych przygotowano próbki o wysokości początkowej wynoszącej 26,35 mm i wilgotności 17,84% dla gliny i odpowiednio 25,0 mm i 9,3% dla gliny piaszczystej. Badania przepuszczalności przeprowadzono przy trzech następujących obciążeniach: 50, 100 i 200 kPa dla gliny i 100 kPa dla gliny piaszczystej. Z badań, których wyniki przedstawiono w tabeli 1, wynika, że wzrost obciążenia z 50 do 200 kPa spowodował wyraźne zmniejszenie przepuszczalności hydraulicznej. Wartości przepuszczalności hydraulicznej z obliczeń na podstawie współczynnika c_v są o jeden rząd większe od określonych w badaniach bezpośrednich metodą zmiennego gradientu.

Wykorzystanie metody rozpraszania ciśnienia wody w porach w sondowaniach

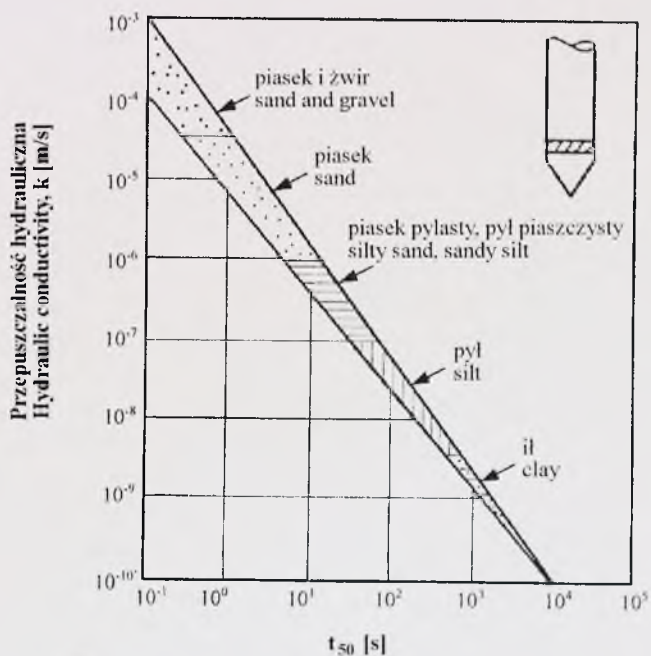
CPTU. W celu oceny przepuszczalności hydraulicznej gruntów sondą CPTU należy przeprowadzić pomiary rozpraszania ciśnienia wody w porach

wzbudzonych podczas wciskania sondy. W sondowaniach ilów lub pyłów powstają duże wartości nadwyżki ciśnienia wody w porach (Δu), np. w słabych do twardoplastycznych ilach wzbudzone sondowaniem ciśnienie wody w porach jest od 3 do 6 razy większe od ciśnienia hydrostatycznego (Mayne 2002). Jednakże w utworach ilastych spękanych wartości ciśnień są zerowe lub nawet ujemne. W związku z tym, jeżeli zatrzymamy wciskanie stożka sondy, nadwyżki ciśnienia wody w porach będą stopniowo rozpraszane aż do stanu równowagi hydrostatycznej (Lunne i in. 1997). Prędkość rozpraszania ciśnień zależy od przepuszczalności hydraulicznej porowatego ośrodka, jak również od współczynnika poziomej konsolidacji. W piaskach pylastych wzbudzone ciśnienie wody w porach rozprószy się w czasie 1–2 minut, podczas gdy w ilach czas potrzebny do uzyskania całkowitej równowagi może wynosić od 2 do 3 dni i dłużej.

Wyniki testu rozpraszania (rys. 2) przedstawiane są zwykle w postaci zależności między logarytmem lub pierwia-



RYSUNEK 2. Krzywe rozpraszania z badań CPTU (Burns i Mayne 1998)
 FIGURE 2. Dissipation curves from CPTU (Burns and Mayne 1998)



RYSUNEK 3. Przepuszczalność hydrauliczna gruntów z badań CPTU (Parez i Faureil 1988)
 FIGURE 3. Hydraulic conductivity of soils from CPTU (Parez and Faureil 1988)

stkiem kwadratowym z czasu i znormalizowanym ciśnieniem porowym (U), określanym ze wzoru:

$$U = \frac{u_t - u_0}{u_t - u_0} \quad (4)$$

gdzie u_t , u_t , u_0 – odpowiednio ciśnienie w czasie t , $t = 0$ – ciśnienie hydrostatyczne.

Krzywe rozpraszania ciśnienia wody w porach mogą mieć charakter monotoniczny lub dylatancyjny. Krzywe monotoniczne ($OCR = 1$ i $OCR = 2$ na rys. 2), obserwowane są często w słabych do twardoplastycznych ilach i pyłach. Z krzywych tych można wyznaczyć czas 50% rozproszenia nadwyżki ciśnienia wody w porach (t_{50}) i zastosować do określenia przepuszczalności hydraulicznej badanego gruntu, np. wykorzystując nomogram podany na rysunku 3.

Średnią wartość współczynnika k można również orientacyjnie określić z równania:

$$k \text{ (cm/s)} \approx 1/(251 t_{50})^{1,25} \quad (5)$$

Torstensson (1984) zaproponował obliczanie współczynnika konsolidacji ze wzoru:

$$c_h = \frac{T_{50} \cdot r_o^2}{t_{50}} \quad (6)$$

gdzie:

T_{50} – czynnik czasu; według Gupty'ego i Davidsona (1986) $T_{50} = 1,2$ dla stożka typu u_2 ,

r_o – zasięg sondy (model cylindryczny) lub równoważny zasięg sondy dla modelu kulistego.

W 1991 roku Houlsby i Teh (Mayne 2002) zaproponowali określanie współczynnika konsolidacji z następującego wzoru:

$$c_h = \frac{T^* a^2 \sqrt{I_R}}{t_{50}} \quad (7)$$

gdzie:

T^* – zmodyfikowany czynnik czasu;

$T^* = 0,245$ dla stożka typu u_2 ,

a – promień sondy [m^2],

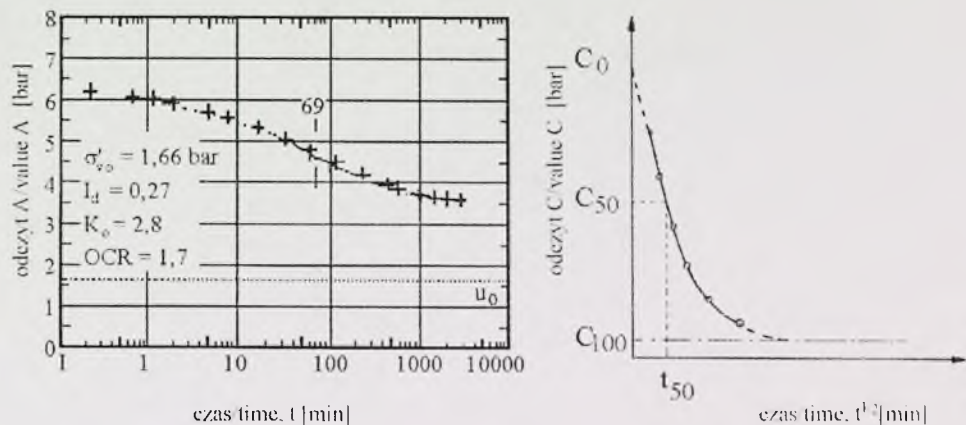
I_R – wskaźnik sztywności gruntu,

$I_R = G/\tau_{fu}$, gdzie: G – moduł ścinania, τ_{fu} – wytrzymałość na ścinanie bez odpływu.

W gruntach prekonsolidowanych i spękanych po rozpoczęciu badania następuje dalszy wzrost ciśnienia wody w porach (rys. 2). Dopiero później, po osiągnięciu wartości maksymalnej, nadwyżka ciśnienia wody zmniejsza się.

DMT. W badaniach dylatometrycznych (Marchetti 1980) współczynnik konsolidacji poziomej (c_h) można wyznaczyć, stosując dwie metody: metodę DMTA lub metodę DMTC (Lutenegger i Kabir 1988). W metodzie DMTA wykorzystuje się pomiary rozpraszania ciśnienia w czasie odczytu A (ciśnienie kontaktu membrany z gruntem – początkowe) i na podstawie jego przebiegu w skali logarytmicznej określeniu czasu przegięcia krzywej $A\text{-log}t$; czas ten nazwano T_{flex} (rys. 4). Zależność umożliwiającą wyznaczenie współczynnika konsolidacji poziomej (c_h) ma postać (Marchetti i Totani 1989):

$$c_h = \frac{5 \div 10 \text{ cm}^2}{T_{flex}} \quad (8)$$



RYSUNEK 4. Wyznaczanie czasu T_{flex} (DMTA) i t_{50} (DMTC)
 FIGURE 4. Determination of T_{flex} (DMTA) and t_{50} (DMTC)

W metodzie DMTC wykorzystuje się pomiary rozpraszania ciśnienia w czasie odczytu C (ciśnienie kontaktu membrany z gruntem – końcowe), a wyniki pomiarów przedstawiane są w zależności od pierwiastka kwadratowego z czasu. Ekstrapolując wyniki, wyznacza się odczyt C_{100} odpowiadający pełnemu rozproszeniu nadwyżki ciśnienia porowego. Na tej podstawie otrzymuje się odczyt C_{50} i odpowiadający mu czas t_{50} stanowiący 50% rozproszenia różnicy odczytów C_0 i C_{100} (Briaud i Miran 1992).

Przepuszczalność hydrauliczną z badań dylatometrycznych oblicza się analogicznie jak z sondowań CPTU, wykorzystując zależności (2) i (8).

BAT. Badanie przepuszczalności hydraulicznej za pomocą sondy BAT polega na wtłaczaniu wody z jednostki pomiarowej do otaczającego gruntu przez końcówkę filtrującą („out flow test”) lub pobieraniu wody gruntowej z otaczającego gruntu („in flow test”). Rejestrując zmiany ciśnienia wody w zbiorniku sondy BAT w czasie bada-

nia, można obliczyć współczynnik przepuszczalności, wykorzystując równanie (Torstensson 1984):

$$k = \frac{P_0 V_0}{F t} \cdot \left[\frac{1}{u_0 \cdot P_0} - \frac{1}{u_0 \cdot P_t} + \frac{1}{u_0^2} \cdot \ln \left(\frac{P_t (P_0 - u_0)}{P_0 (P_t - u_0)} \right) \right] \quad (9)$$

gdzie:

P_0 – początkowe ciśnienie w zbiorniku [w m słupa wody],

V_0 – objętość gazu w jednostce testującej [m³];

t – czas [s],

u_0 – ciśnienie wody w porach in situ [w m słupa wody],

P_t – ciśnienie w zbiorniku po czasie t [w m słupa wody],

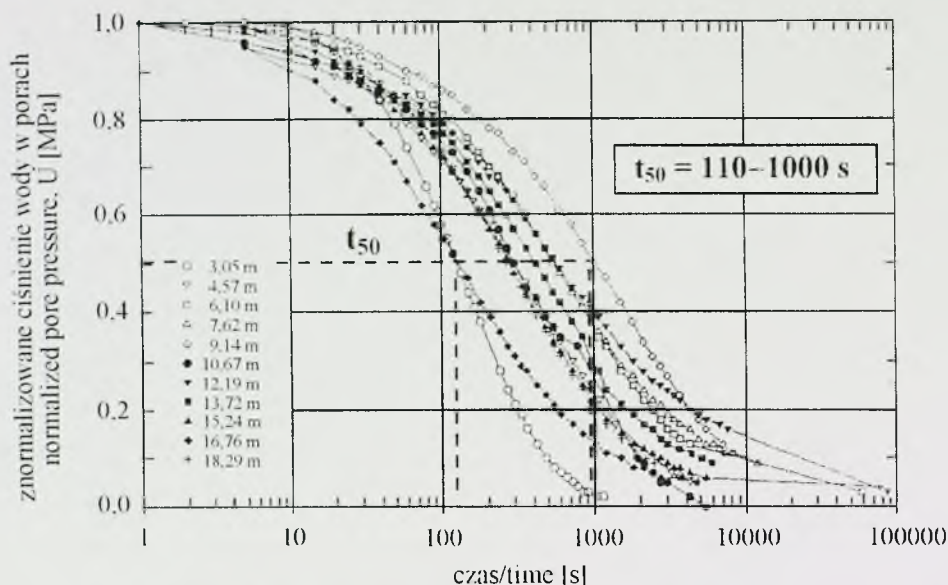
F – współczynnik przepływu obliczany ze wzoru:

$$F = \frac{2\pi l}{\ln \left(\frac{l}{d} + \sqrt{1 + \left(\frac{l}{d} \right)^2} \right)} \quad (10)$$

gdzie:

l – długość filtra [m],

d – średnica filtra [m].



RYСУNEK 5. Krzywe rozpraszania ciśnienia wody w porach ilów warwowych w Connecticut River Valley (DeGroot i Lutenegeger 1994)

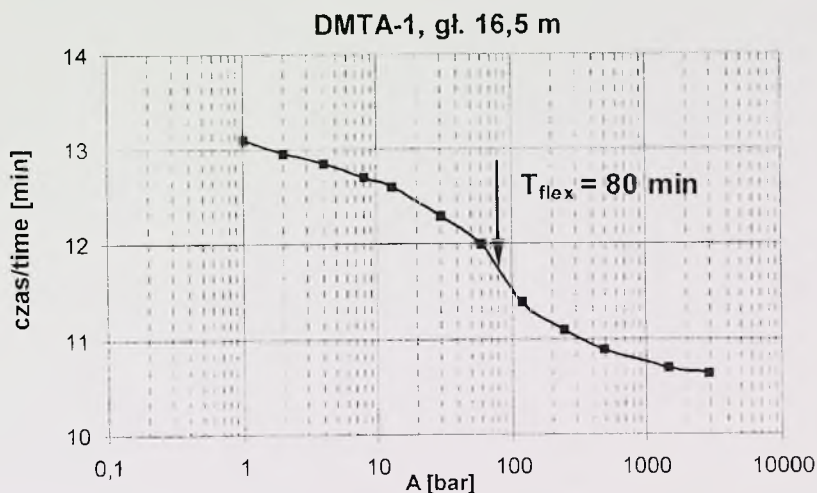
FIGURE 5. Pore pressure dissipation curves from Connecticut River Valley (DeGroot i Lutenegeger 1994)

Przykładowe wyniki badań terenowych

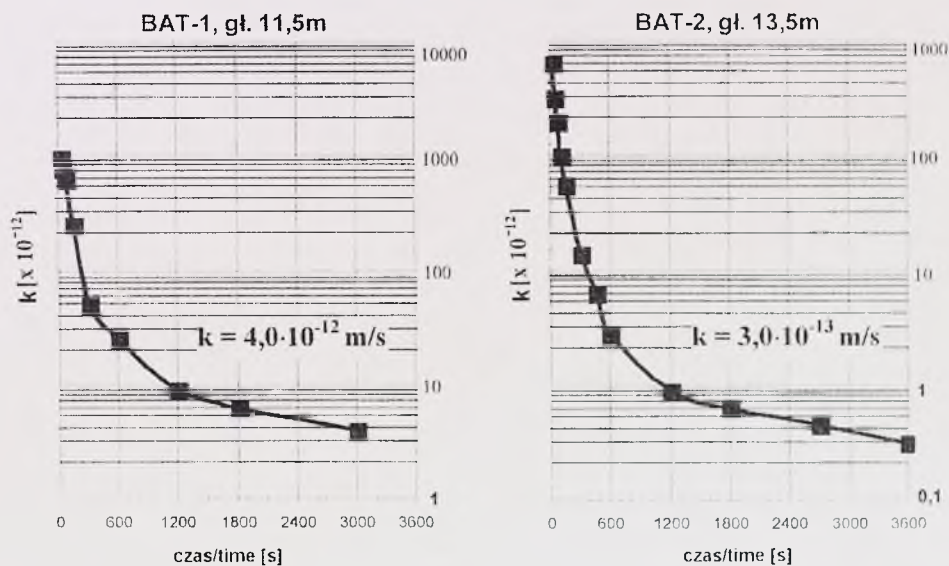
Do określenia przepuszczalności hydraulicznej wykorzystano wyniki pomiarów rozpraszania ciśnienia wody w porach sondą CPTU wykonane dla ilów warwowych w Connecticut River Valley (DeGroot i Lutenegeger 1994). Krzywe rozpraszania ciśnienia wody w porach przedstawiono na rysunku 5. Dla badanych ilów warwowych czas 50% rozproszenia nadwyżki wody w porach (t_{50}) zawiera się w przedziale od około 120 do około 1000 minut. Zgodnie z tym, wartości przepuszczalności hydraulicznej obliczone według wzoru (5) zawierają się w przedziale do $2,5 \cdot 10^{-8}$ m/s do $1,8 \cdot 10^{-9}$ m/s.

Badania terenowe dylatometrem Marchettiego i systemem BAT prze-

prowadzono w Warszawie w rejonie ulicy Belwederskiej (Skutnik i Garbulewski 2000). Na podstawie wierceń ustalono następujący profil podłoża: od powierzchni terenu do głębokości około 4 m występuje nasyp antropogeniczny, poniżej – do 7,5 m – piasek gruby i od tej głębokości do 30 m występują ropy plicieńskie trzeciorzędowe, dla których przeprowadzono badania przepuszczalności hydraulicznej. Badania przepuszczalności hydraulicznej dylatometrem Marchettiego przeprowadzono w jednym profilu pomiarowym na kilku wybranych głębokościach, stosując metodę DMTA. Przykładowe wyniki pomiarów przedstawiono na rysunku 6. Z przeprowadzonych badań wynika, że ropy plicieńskie charakteryzują się wartościami T_{flcx} w zakresie od 80 do 450 minut. Badania dylatometrem Marchet-



RYSUNEK 6. Krzywa rozpraszania ciśnienia w ilach płoceńskich metodą DMTA
 FIGURE 6. Dissipation curve of pliocene clay from DMTA method



RYSUNEK 7. Wyniki badań ilów płoceńskich systemem BAT
 FIGURE 7. Results of tests using BAT system for pliocene clays

tego wykazały, że badane ily płoceńskie na głębokości 16,5 m charakteryzują się przepuszczalnością hydrauliczną $k = 4,0 \cdot 10^{-11}$ m/s, natomiast na głębokości 18,5 m wartością $k = 8,6 \cdot 10^{-2}$

m/s. Badania systemem BAT wykonano w dwóch profilach pomiarowych na głębokości 11,5 i 13,5 m. Wyniki badań przepuszczalności hydraulicznej przedstawiono na rysunku 7. Wartości współ-

czynników obliczone za pomocą wzoru (9) wynosiły odpowiednio: $4,0 \cdot 10^{-12}$ m/s na głębokości 11,5 m i $3,0 \cdot 10^{-13}$ m/s na głębokości 13,5 m.

Podobne charakterystyki przepuszczalności hydraulicznej ilów płoceńskich zostały uzyskane przez Kaczyńskiego (2000) oraz Sobolewskiego (2002).

Podsumowanie

Do określania przepuszczalności hydraulicznej gruntów drobnoziarnistych można zastosować metody pośrednie, w tym badania edometryczne współczynnika konsolidacji (c_v). Wyniki badań glin i glin piaszczystych wykazały, że przepuszczalność hydrauliczna określona z badań konsolidacyjnych jest o jeden rząd większa od wartości używanych z badań bezpośrednich.

Sondowania CPTU i DMT oraz system BAT pozwalają określać przepuszczalność hydrauliczną gruntów drobnoziarnistych w warunkach in situ, co stanowi ich główną zaletę o dużym znaczeniu praktycznym. Badania przepuszczalności hydraulicznej są wykonywane „równolegle” z określaniem innych parametrów geotechnicznych (wytrzymałościowych, odkształceniowych i historii naprężenia). W ten sposób rozszerzany jest zakres stosowania sondowań do oceny stanu środowiska.

Przeprowadzone badania wykazały, że ropy płoceńskie występujące w rejonie Warszawy są gruntami o bardzo małej przepuszczalności hydraulicznej, rzędu 10^{-11} – 10^{-13} m/s. Grunty te mogą być uznane za praktycznie nieprzepuszczalne, stanowiące naturalne bariery geologiczne.

Literatura

- BRIAUD J.L., MIRAN J. 1992: The Flat Dilatometer Test. U.S. Department of Transportation. Publication No FHWA-SA-91-044.
- BURNS S.E., MAYNE P.W. 1998: Monotonic and dilatatory pore-pressure decay during piezocone tests in clay. *Canadian Geotechnical Journal*, 6: 1063–1073.
- DEGROOT D.J., LUTENEGGER A.J. 1994: A comparison between field and laboratory measurements of hydraulic conductivity in varved clay. *Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil*, ASTM STP 1142, Philadelphia.
- DOMŻALSKA M., KRAWCZYK M. 1999: Ocena wpływu zmian geometrii gruntów drobnoziarnistych na przewodność hydrauliczną w uszczelnieniach budowli. Praca magisterska. Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska. SGGW, Warszawa.
- GARBULEWSKI K. 2002: Wykorzystanie sondowań geotechnicznych do oceny stanu środowiska na terenach zdegradowanych. Materiały konferencyjne, Magowo.
- GUPTA R.C., DAVIDSON J.L. 1986: Piezocone determined coefficient of consolidation. *Soils and Foundations Journal, Japanese Society of SMFE*, 26, 3: 12–22.
- KACZYŃSKI R. 2000: Litogeneza, mikrostruktury i geologiczno-inżynierskie właściwości ilów płoceńskich rejonu Warszawy. Projekt KBN nr 9T12B00616.
- LUNNE T., ROBERTSON P.K., POWELL J.M. 1997: Cone Penetration Testing in Geotechnical Practice. Blackie Academic and Professional.
- LUTENEGGER A.J., KABIR M.G. 1988: Dilatometer C-reading to help determine stratigraphy. *Penetration Testing, ISOPT – 1*, 1: 549–554.
- MANASSERO M. 1994: Hydraulic conductivity assessment of slurry wall using piezocone test. *Journal of Geotechnical Engineering*, 120 (10): 1725–1746.
- MARCHETTI S. 1980: In situ tests by flat dilatometer. *ASCE, Journal of Geotechnical Engineering*, 106: 229–321.
- MARCHETTI S., TOTANI G. 1989: C_h evaluations from DMT dissipation curves. *Proc. 9th Int. Conf. on Soil Mech. and Foun. Eng.*, Rio de Janeiro.

- MAYNE P.W. 2002: Flow properties from piezocone dissipation tests. Interpretation of in situ tests. Georgia University.
- PAREZ L., FAUREIL K. 1988: La piezocone ameliorations: apportes a la reconnaissance de sols. *Revue Francaise de Geotechnique*, 44: 13–27.
- SKUTNIK Z., GARBULEWSKI K. 2000: Badania terenowe i laboratoryjne przewodności hydraulicznej ilów plioceńskich. XII KKMGiF, Szczecin.
- SOBOLEWSKI M. 2002: Określanie charakterystyk przepływu wody w gruntach spoistych na podstawie badań in situ. Praca doktorska. SGGW, Warszawa.
- TORSTENSSON B.A. 1984: A New system for groundwater monitoring. *Ground Water Monitoring Review*, IV, (4): 131–138.
- Pr PN-B-02481. Geotechnika. Terminologia podstawowa, symbole literowe i jednostki miar.
- came the most important geotechnical parameter in an environmental engineering, due to its significance in the prediction of contaminant migration. This paper presents the CPTU, DMT and BAT techniques, recently developed for hydraulic conductivity investigations. Finally, the in situ test results obtained at a site consisted pliocene clay were discussed.

The hydraulic conductivity of clay obtained using field methods is in range of $4 \cdot 10^{-11}$ m/s (DMT) to $3 \cdot 10^{-13}$ m/s (BAT probe), while using laboratory test hydraulic conductivity (Skutnik i Garbulewski 2000) is equal $4 \cdot 10^{-12}$ m/s. The results of tests confirmed that the BAT probe, CPTU and DMT are useful engineering tools for estimation of hydraulic conductivity of soils with low permeability.

Summary

The use of pore pressure dissipation method to estimate hydraulic conductivity of soils. In recent years, the hydraulic conductivity of fine-grained soils has be-

Authors' address:

Kazimierz Garbulewski, Zdzisław Skutnik, Mariusz Lech
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Geoinżynierii
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Zmiana współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina

Change in permeability coefficient in soil-geotextile system

Słowa kluczowe: geowłóknina nietkana, współczynnik filtracji, gradient hydrauliczny

Key words: nonwoven geotextiles, permeability coefficient, hydraulic gradient

Wprowadzenie

Zastosowanie geowłóknin w konstrukcjach inżynierskich uzależnione jest od wymagań oraz funkcji, jakie mają spełniać (Krzywosz 1995, Wesolowski i in. 2000). Dobór geowłókniny, która będzie współpracowała z gruntami spoistymi lub niespoistymi, jest ściśle związany z przepuszczalnością zarówno samych gruntów, jak i geowłókniny. Wbudowana geowłóknina spełniająca funkcję filtracyjną i/lub drenażową, powinna posiadać taką porowatość, aby cząsteczki gruntu, które mogą się do niej dostać podczas przepływu, nie ograniczały w istotnym stopniu jej zdolności filtracyjnych. Z drugiej strony porowatość geowłókniny nie powinna umożliwiać istotnej sufuzji w gruncie.

Dotychczasowa metodyka badań parametrów hydraulicznych ograniczona była najczęściej do wyznaczenia

oddzielnie współczynnika filtracji gruntu i współczynnika filtracji geowłókniny w kierunku prostopadłym i podłużnym (ASTM D-4491, Collins i Karge 1978, Krzywosz 1995, Lewandowski i Młynarek 1979, Maślanka 1996). Badanie współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina możliwe jest zgodnie z metodyką przedstawioną w normie ASTM D 5101-90.

Dotychczasowe badania wykazują, że współczynnik filtracji w układzie grunt-geowłóknina zależy od rodzaju i właściwości gruntu oraz geowłókniny. Do najważniejszych czynników gruntowych mających wpływ na współczynnik filtracji można zaliczyć: rodzaj gruntu, uziarnienie, stopień wilgotności, porowatość, stopień lub wskaźnik zagęszczenia, ciśnienie wody w porach i jej temperatura. Do właściwości geowłókniny wpływających na przepuszczalność należy zaliczyć rodzaj geowłókniny i jej porowatość.

Analizując parametry hydrauliczne w układzie grunt-geowłóknina, należy zwrócić uwagę, że przepuszczalność (Rosen i Marks 1975, Giroud 1982, Christopher i Holts 1985) geowłókniny

nie może być mniejsza od przepuszczalności gruntu. Kryterium przepuszczalności można zapisać w postaci nierówności:

$$k_{\text{geo}} > \alpha k_{\text{gr}} \quad (1)$$

gdzie $\alpha = (1-10)$.

W artykule przedstawiono wyniki badań współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina przeprowadzone przy różnych wartościach gradientu hydraulicznego. Analiza uzyskanych wyników pozwoliła na opracowanie zależności empirycznej umożliwiającej określenie zmiany współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina w procesie filtracji.

Metodyka badań

Badania laboratoryjne współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina przeprowadzono w zmodyfikowanym aparacie przedstawionym na rysunku 1. Modyfikacja zalecanego w normie ASTM D 5101-90 aparatu polegała na zainstalowaniu dodatkowych piezometrów 6 i 7. Zastosowany układ piezometrów zapewnia pomiary wysokości ciśnienia piezometrycznego na wybranych poziomach zarówno w układzie grunt-geowłóknina, jak i samym gruncie. Zainstalowane piezometry umożliwiają analizę zachowania się układu grunt-geowłóknina z podziałem na następujące strefy:

1) dla układu grunt-geowłóknina

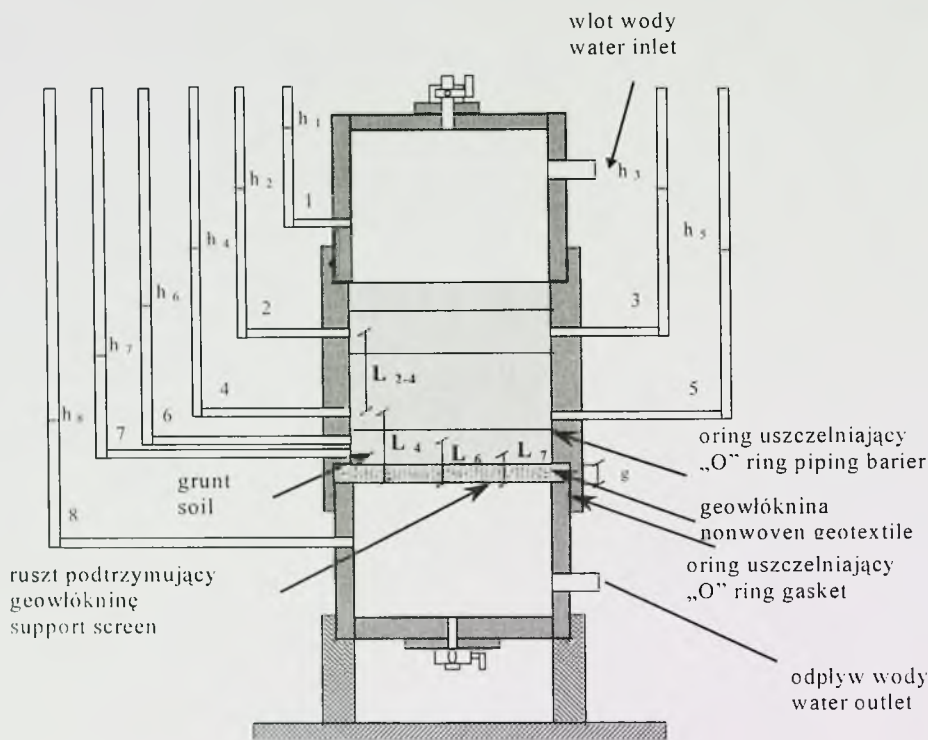
- strefa 7–8, geowłóknina i 4-milimetrowa warstwa gruntu od piezometru 7 do 8,

- strefa 6–8, geowłóknina i 8-milimetrowa warstwa gruntu od piezometru 6 do 8,
- strefa 4, 5–8, geowłóknina i 25-milimetrowa warstwa gruntu od piezometrów 4 i 5 do 8;

2) dla gruntu

- strefa 6–7, 4-milimetrowa warstwa gruntu znajdująca się w odległości 4–8 mm powyżej geowłókniny między piezometrami 6 i 7,
- strefa 4, 5–6, 17-milimetrowa warstwa gruntu znajdująca się w odległości 8–25 mm powyżej geowłókniny między piezometrami 4 i 5 oraz 6,
- strefa 2, 3–4, 5, 50-milimetrowa warstwa gruntu znajdująca się w odległości 25–75 mm powyżej geowłókniny między piezometrami 2 i 3 oraz 4 i 5.

Badania laboratoryjne obejmowały wyznaczenie współczynnika filtracji materiału geosyntetycznego przed badaniem i po badaniu, jak również współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina. Do badań przygotowano próbki gruntu wysuszonego w temperaturze 105°C przesianego przez sito 2 mm. Przygotowany grunt rozdzielono na cztery równe porcje, które po umieszczeniu geowłókniny zagęszczono w aparacie poprzez sześciokrotne uderzanie w jego bok drewnianym kolkiem. W celu usunięcia nagromadzonego powietrza doprowadzono odpowietrzoną wodę w temperaturze 20°C, umożliwiając filtrację od dołu badanej próbki. Po 12 godzinach rozpoczęto badanie, zmieniając kierunek przepływu na zgodny z siłą grawitacji. W kolejnych seriach pomiarowych zewnętrzne gradienty hydrauliczne wynosiły odpowiednio: 1; 2,5; 5; 7,5 i 10.



RYSUNEK 1. Schemat aparatu do badań przepuszczalności w układzie grunt-geowłóknina: h_n – manometryczny odczyt, dla manometru n , L_n – odległość między piezometrem numer n a spodem geowłókniny, L_{2-4} – odległość między piezometrami o numerze 2 i 4, g – grubość geowłókniny
 FIGURE 1. Apparatus scheme for permeability coefficient test in soil-geotextile system: h_n – the manometer reading, for the manometer number n , L_n – distance between piezometer number n and the bottom of geotextiles, L_{2-4} – distance between piezometers number 2 and 4, g – thickness of geotextile

Pomiary zmiany objętości i temperatury przepływu wody oraz wysokości ciśnienia piezometrycznego dla poszczególnych piezometrów dokonano w wybranych przedziałach czasowych w okresie około 7 dni.

Do obliczenia współczynnika filtracji wody zarówno dla geowłókniny, jak i gruntu wykorzystano wzór Darcy'ego:

$$v = ki \quad (2)$$

gdzie:

v – prędkość filtracji,

k – współczynnik filtracji,

i – gradient hydrauliczny zdefiniowany jako:

$$i = \frac{\Delta h}{L} \quad (3)$$

gdzie:

Δh – różnica odczytów piezometrycznych,

L – grubość warstwy filtracyjnej,

Według propozycji europejskiej normy EN 12040 prędkość przepływu wody oblicza się ze wzoru:

$$v = \frac{VR_T}{At} \quad (4)$$

gdzie:

V – objętość wody,

A – powierzchnia próbki,

t – czas przepływu mierzonej objętości wody V ,

R_T – temperaturowy współczynnik korekcyjny wody (odniesiony do 20°C) odczytywany z tabeli zamieszczonej w normie ASTM D4491 lub z wykresów (EN 12040 pr) albo obliczany z zależności:

$$R_T = \frac{\eta_T}{\eta_{20}} = \frac{1,762}{1 + 0,0337 \cdot T + 0,00022 \cdot T^2} \quad [-] \quad (5)$$

$$\eta_T = \frac{1,78}{1 + 0,0337 \cdot T + 0,00022 \cdot T^2} \quad [\text{mPa} \cdot \text{s}] \quad (6)$$

gdzie:

η_T – dynamiczny współczynnik lepkości w temperaturze $T^\circ\text{C}$ [mPa·s],

T – temperatura wody [$^\circ\text{C}$],

η_{20} – dynamiczny współczynnik lepkości w temperaturze 20°C [mPa·s].

Podstawiając równania (3) i (4) do przekształconego równania (2), współczynnik filtracji (k) określa się z zależności:

$$k = \frac{VR_T L}{\Delta h A t} \quad (7)$$

Charakterystyka badanych materiałów

Do badań laboratoryjnych wykorzystano geowłókninę igłowaną K-500 oraz piasek gliniasty. Geowłóknina o grubo-

ści $g = 5,3$ mm i charakterystycznej średnicy porów $O_{90} = 0,06$ mm posiadała współczynnik filtracji w kierunku prostopadłym do jej powierzchni $k_v = 4,9 \cdot 10^{-3}$ m/s. Piasek gliniasty charakteryzuje się zawartością frakcji piaskowej – 83%, pyłowej – 8% oraz ilowej – 9%. Zgodnie z kryterium Kenneya i Lau (1985) piasek gliniasty jest gruntem sufozyjnym. Wynika to z faktu przecięcia przez określone frakcje gruntu granicznego pasa sufozyjności, który klasyfikuje go jako grunt wewnętrznie niestabilny. Ponadto badany grunt posiadał następujące właściwości: wskaźnik nierównomierności uziarnienia $C_u = 50$, wskaźnik krzywizny $C_c = 16$, porowatość $n = 0,32$ oraz współczynnik filtracji $k = 9,1 \cdot 10^{-8}$ m/s. Zbiorcze zestawienie właściwości fizycznych, hydraulicznych oraz mechanicznych badanej geowłókniny oraz gruntu przedstawiono w tabelach 1 i 2.

Analiza wyników badań

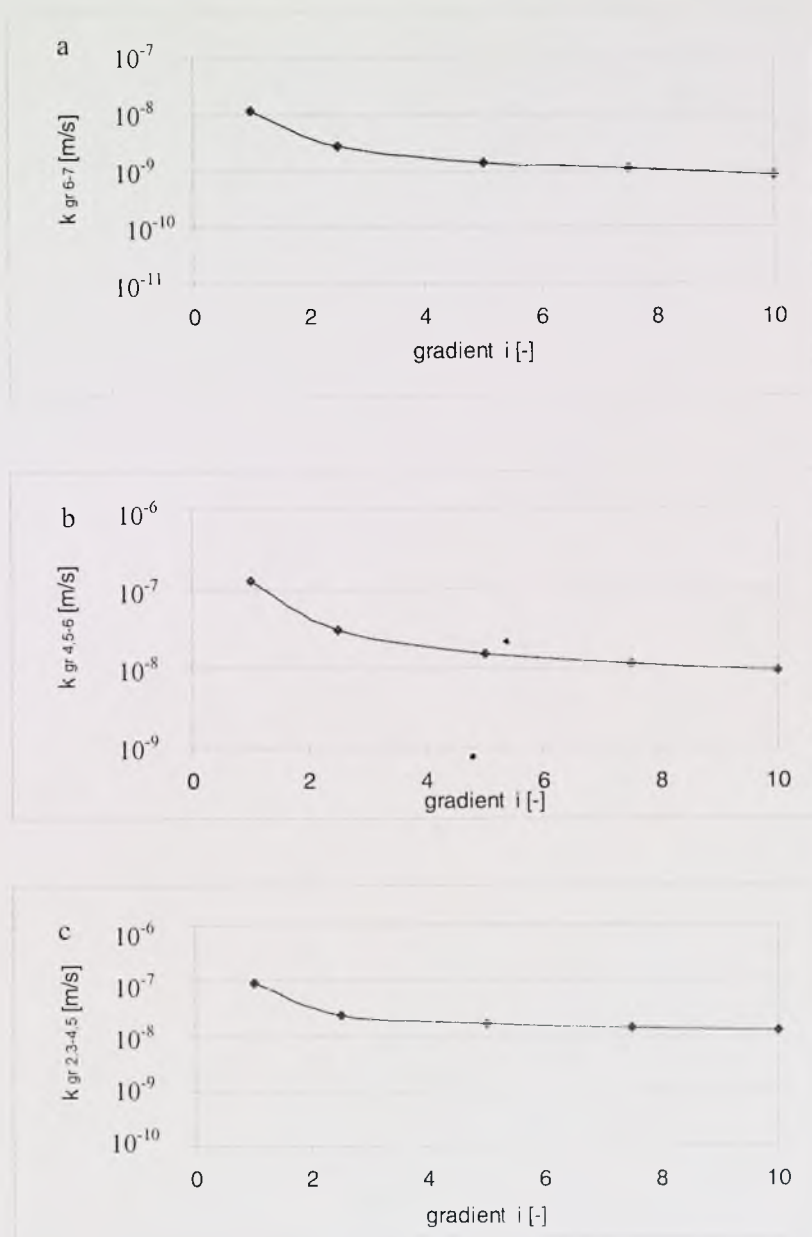
Wyniki badań współczynnika filtracji w gruncie oraz układzie grunt-geowłóknina przy zewnętrznym gradientie hydraulicznym zmieniającym się w zakresie od $i = 1$ do 10 zamieszczono na rysunkach 2 i 3. Przedstawiono na nich początkowe wartości współczynników filtracji w poszczególnych strefach określone dla kolejno zadawanych gradientów hydraulicznych. Zestawienie początkowych wartości współczynników filtracji dla układu grunt-geowłóknina oraz samego gruntu przy gradientach $i = 1$ i 10 przedstawiono w tabeli 3.

TABELA 1. Właściwości badanej geowłókniny K-500
TABLE 1. Properties of tested nonwoven geotextile K-500

Właściwości Properties	Wartości parametru Parametr value
Fizyczne / Physical - grubość przy obciążeniu 2 kPa thickness for the applied load 2 kPa - masa powierzchniowa / mass per unit area - charakterystyczna wielkość porów apparent opening size	$g = 5,3 \text{ mm}$ $\mu_A = 539 \text{ g/m}^2$ $O_{90} = 0,06 \text{ mm}$
Hydrauliczne / Hydraulic - współczynnik filtracji prostopadle do powierzchni geowłókniny permeability coefficient (cross-plane flow) - przepuszczalność w płaszczyźnie geowłókniny transmissivity (in-plane flow)	$k_v = 4,9 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ $k_h = 2,7 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$
Mechaniczne / Mechanical - wytrzymałość na rozciąganie / tensile strength - przebiecie statyczne (met. CBR) static puncture (met. CBR)	$\sigma_T = 15,5 \text{ kN/m}$ $F_p = 3,04 \text{ kN}$

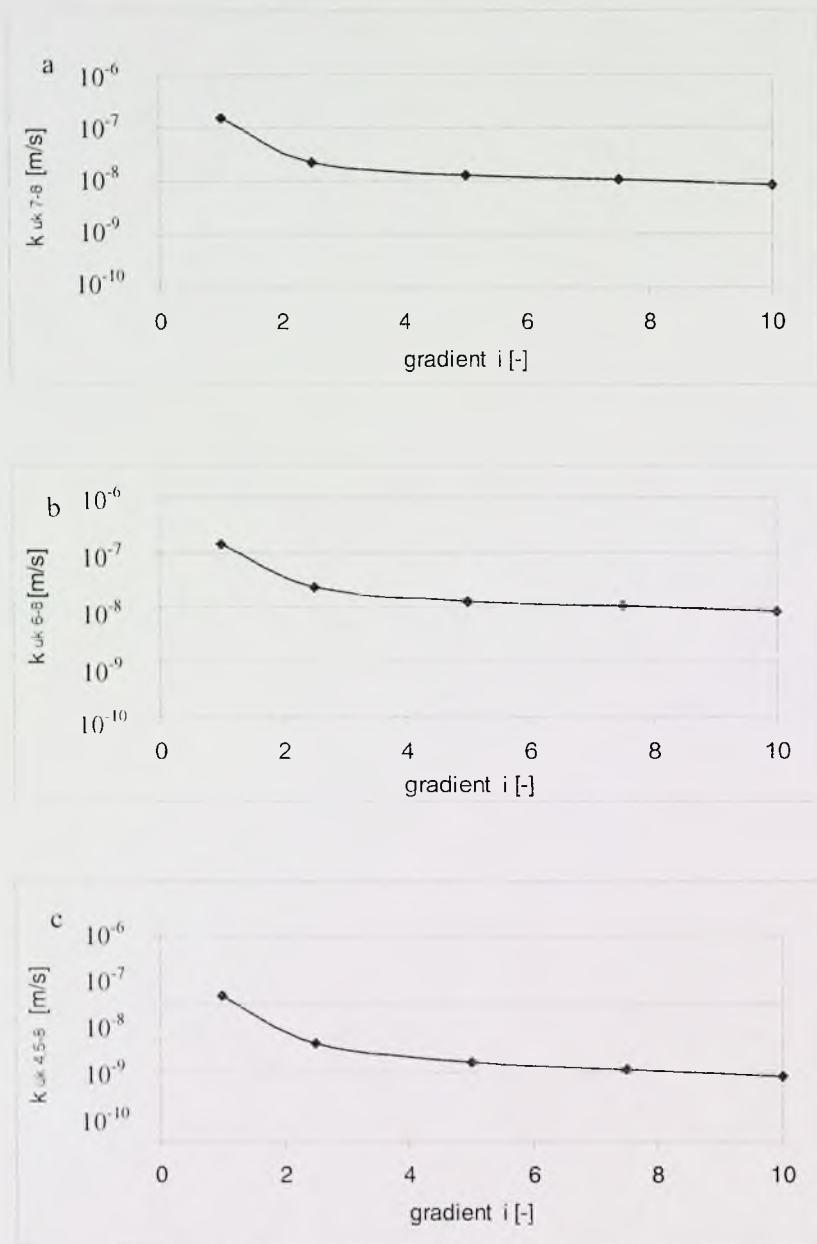
TABELA 2. Właściwości badanego gruntu
TABLE 2. Properties of tested soil

Właściwości Properties	Wartości parametru Parametr value
Rodzaj / Type - piasek gliniasty clayey sand - wskaźnik nierównomierności uziarnienia coefficient of uniformity - wskaźnik krzywizny coefficient of curvature - charakterystyczne średnice characteristic diameters	piasek – 83%, pyl – 8%, il – 9% sand – 83%, silt – 8%, clay – 9% $C_u = d_{60}/d_{10} = 50$ $C_c = d_{30}^2/(d_{60} \cdot d_{10}) = 16$ $d_{90} = 0,43 \text{ mm}; d_{60} = 0,3 \text{ mm}; d_{10} = 0,06 \text{ mm}$
Fizyczne / Physical - gęstość objętościowa suchej masy gruntu density of dry soil - porowatość/porosity - wskaźnik zagęszczenia / relative compaction	$\rho_d = 1,8 \text{ t/m}^3$ $n = 0,32$ $I_s = 0,92$
Hydrauliczne / Hydraulic współczynnik filtracji permeability coefficient	$k = 9,1 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$



RYSUNEK 2. Zmiana początkowej wartości współczynnika filtracji w gruncie przy różnych zewnętrznych gradientach hydraulicznych dla poszczególnych stref: a – strefa 6–7, b – strefa 4, 5–6, c – strefa 2, 3–4, 5

FIGURE 2. Change in initial value of permeability coefficient in soil under different hydraulic gradients for selected zones: a – zone 6–7, b – zone 4, 5–6, c – zone 2, 3–4, 5



RYSUNEK 3. Zmiana początkowej wartości współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina przy zewnętrznych gradientach hydraulicznych dla poszczególnych stref: a – strefa 7–8, b – strefa 6–8, c – strefa 4, 5–8

FIGURE 3. Change in initial value of permeability coefficient in soil-geotextile system under different hydraulic gradients for selected zones: a – zone 7–8, b – zone 6–8, c – zone 4, 5–8

TABELA 3. Wartości początkowych współczynników filtracji dla poszczególnych stref
TABLE 3. Values of initial permeability coefficient for selected zones

Rodzaj strefy Zone type	Badana strefa Tested zone	Numery piezometrów Piezometer number	Współczynnik filtracji k [m/s] Permeability coefficient		Zmiana współczyn- nika filtracji dla ($i = 1-10$) Reduction of perme- ability coefficient
			Gradient		
			$i = 1$	$i = 10$	
Układ grunt- -geowłóknina	geo + 4 mm	7-8	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$8,1 \cdot 10^{-9}$	18,5
	geo + 8 mm	6-8	$1,4 \cdot 10^{-7}$	$8,2 \cdot 10^{-9}$	17,1
	geo + 25 mm	4, 5-8	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$8,8 \cdot 10^{-9}$	14,8
Grunt	4-8 mm	6-7	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$8,3 \cdot 10^{-9}$	14,4
	8-25 mm	4, 5-6	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$9,4 \cdot 10^{-9}$	13,8
	25-75 mm	2, 3-4, 5	$9,1 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	7,6

Początkowa wartość współczynnika filtracji geowłókniny wynosiła $k_{geo} = 4,9 \cdot 10^{-3}$ m/s. Na zakończenie przeprowadzonej serii badań uległa ona zmniejszeniu do $k_{geo} = 1,1 \cdot 10^{-3}$ m/s. Największą wartość współczynnika filtracji w gruncie zaobserwowano dla strefy 4, 5-6 przy $i = 1$, w którym $k = 1,3 \cdot 10^{-7}$ m/s, a najmniejszą w strefach 6-7 przy $i = 10$, w którym $k = 8,3 \cdot 10^{-9}$ m/s. Dla układu grunt-geowłóknina największą i najmniejszą wartość współczynnika filtracji zaobserwowano w najbliższym sąsiedztwie geowłókniny, w strefie 7-8, w którym $k = 1,5 \cdot 10^{-7}$ m/s przy $i = 1$, oraz $k = 8,1 \cdot 10^{-9}$ m/s dla $i = 10$. Wynika to z sufozyjnego rozluźnienia gruntu znajdującego się w pobliżu geowłókniny, której współczynnik filtracji jest dużo większy aniżeli gruntu. W rezultacie następuje przemieszczanie się drobnych cząsteczek szkieletu gruntowego w kierunku geowłókniny, co powoduje zmniejszenie porowatości gruntu i geowłókniny redukując współczynniki filtracji we wszystkich badanych strefach.

Wyniki badań wykazują, że w procesie filtracji nastąpiła ponad 7-krotna redukcja początkowych wartości współczynnika filtracji w gruncie i ponad 15-krotna redukcja współczynnika filtracji układu grunt-geowłóknina uzyskanego na początku zmiany gradientu hydraulicznego. Należy podkreślić, że współczynnik filtracji geowłókniny na zakończenie procesu filtracji był ponad 10^5 razy większy od współczynnika filtracji gruntu.

Na podstawie przeprowadzonych 5 serii badań dla piasku gliniastego opracowano zależność umożliwiającą obliczenie początkowych wartości współczynnika filtracji układu grunt-geowłóknina na podstawie początkowych wartości współczynników filtracji gruntu i gradientów w zakresie $i = 1 - 10$ przy grubości geowłókniny $g = 5,3$ mm i początkowym jej współczynniku filtracji $k_{geo} = 4,9 \cdot 10^{-3}$ m/s. Analiza statystyczna przeprowadzona z wykorzystaniem programu Startgraphics pozwoliła zaproponować zależność o następującej postaci, dla której współczynnik determinacji $R^2 = 98\%$:

$$k_{uk} = k_{geo} k_{gr}^{0,66} i^{-0,43} \quad (8) \quad \text{Wnioski}$$

gdzie:

k_{geo} – początkowa wartość współczynnika filtracji geowłókniny,

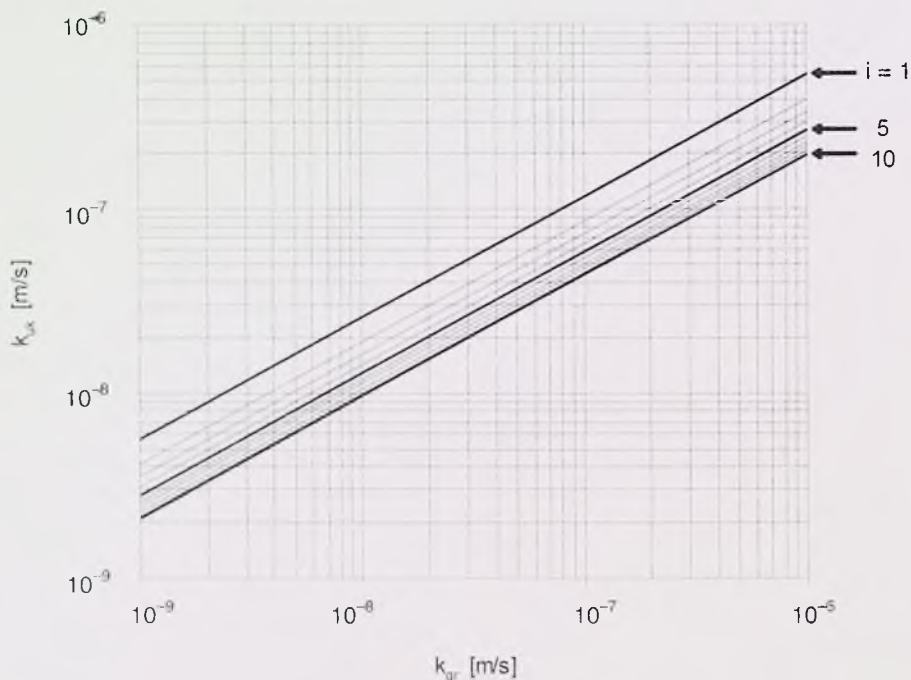
k_{gr} – początkowa wartość współczynnika filtracji gruntu,

i – zewnętrzny gradient hydrauliczny.

Graficzną postać proponowanej zależności umożliwiającą określenie współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina dla piasku gliniastego przy współczynniku filtracji geowłókniny $k_{geo} = 4,9 \cdot 10^{-3}$ m/s przedstawiono na rysunku 4.

Przeprowadzone badania zmiany współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina wykazały, że:

1. W miarę upływu czasu przy różnych gradientach hydraulicznych maleje współczynnik filtracji zarówno w samym gruncie, jak i układzie grunt-geowłóknina (spowodowane jest to zjawiskiem przemieszczenia się drobnych cząstek szkieletu gruntowego powodujących zmniejszenie porowatości gruntu i geowłókniny).



RYSUNEK 4. Nomogram do wyznaczania współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina dla piasku gliniastego przy współczynniku filtracji geowłókniny $k_{geo} = 4,9 \cdot 10^{-3}$ m/s

FIGURE 4. Determination of permeability coefficient soil-geotextile system for clayey sand permeability coefficient of geotextile $k_{geo} = 4,9 \cdot 10^{-3}$ m/s

2. Na zakończenie procesu filtracji współczynnik filtracji geowłókniny igłowanej K-500 uległ tylko nieznacznemu zmniejszeniu, pozostając kilka rzędów większym od współczynnika filtracji gruntu.
3. W procesie filtracji nastąpiła ponad 7-krotna redukcja początkowych wartości współczynnika filtracji w gruncie oraz ponad 15-krotna w układzie grunt-geowłóknina.
4. Zmiana początkowych wartości współczynnika filtracji w układzie geowłóknina-grunt może być określona na podstawie proponowanej zależności (8). Dla badanej geowłókniny o początkowej przepuszczalności $k_{\text{geo}} = 4,9 \cdot 10^{-3}$ m/s zmianę współczynnika filtracji w układzie grunt-geowłóknina można odczytać z nomogramu (rys. 4).

Literatura

- ASTM D4491-92: Standard Test Methods for Water Permeability of Geotextiles by Permittivity.
- ASTM Designation: D 5101-90.1990: Standard Test Methods for Measuring the Soil – Geotextile System Clogging Potential by the Gradient Ratio.
- CHRISTOPHER B.R., HOLTZ R.D. 1985: Geotextile engineering manual. Federal Highway Administration. D.C. DTF H 61-80-00094, Washington.
- COLLINS H.J., KARGE H. 1978: Prüfung von Dränfilterstoffen. Wasser und Boden, H.10.
- EN 12040pr. 1995: Determination of water permeability characteristics normal to the plane without load.
- GIROUD J.P. 1982: Filter Criteria for Geotextiles. II Inter. Conf. on Geotextiles., Las Vegas.
- KENNEY T.C., LAU D. 1985: Internal stability of granular filters. *Canadian Geotechnical Journal*, 22: 2, 215–225.
- KRZYWOSZ Z. 1995: Geotekstylija w budowlach inżynierskich-zalecenia praktyczne. *Zeszyty Naukowe AR we Wrocławiu. Konferencje VIII*, 266.
- LEWANDOWSKI J.B., MLYNAREK J. 1979: O badaniach syntetycznych włókien filtracyjnych dla potrzeb budownictwa wodno-melioracyjnego. *Gospodarka Wodna*, 3.
- MAŚLANKA K. 1996: Ocena geowłókien zastosowanych w drenażach rolniczych i umocnieniach kanałów melioracyjnych. *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie. Rozprawa nr 210*.
- ROSEN W.I., MARKS D.B. 1975: Investigation of filtration characteristics of nonwoven fabric filters. *Transportation Research Record*, 532, 87–93.
- WESOŁOWSKI A., KRZYWOSZ Z., BRANDYK T. 2000: Geosyntetyki w konstrukcjach inżynierskich. Wydawnictwo SGGW. Warszawa.

Summary

Change in permeability coefficient in soil-geotextile system. The paper presents the results of laboratory tests carried out in the modified soil-geotextile permeameter (Fig. 1) recommended in ASTM standard D 5101-90. Laboratory tests were performed on nonwoven geotextile K-500 (Tab. 1) and clayey sand (Tab. 2). In Figures 2 and 3 the change in permeability coefficient in soil-geotextile system and soil under different hydraulic gradients are shown. The relationship for the evaluation of the change in permeability coefficient in soil-geotextile system based on the initial values of the permeability coefficient of geotextile and soil as well as hydraulic gradient is proposed.

Authors' address:

Zbigniew Lechowicz, Zygmunt Krzywosz, Dariusz Wojtasik
Szkola Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Geoinżynierii
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Wykorzystanie badań in situ do wyznaczania modułu ścinania (G_0) w gruntach spoistych

The use of in situ tests for estimation of shear modulus (G_0) in Pliocene clays

Słowa kluczowe: moduł ścinania, CPTU, SCPTU, DMT, grunty spoiste

Key words: shear modulus, CPTU, SCPTU, DMT, cohesive soils

Wprowadzenie

W posadowieniu konstrukcji inżynierskich istnieje potrzeba dokładnego określania parametrów gruntu dla całego zakresu odkształceń, których przyczynę stanowią olbrzymie konstrukcje inżynierskie wrażliwe na odkształcenia, posadowione w miejscach poddawanych obciążeniom dynamicznym, takim jak wibracje od ruchu ulicznego czy pracy maszyn lub trzęsienia ziemi.

Badania terenowe sondami statycznymi wykorzystywane są do określenia rodzaju gruntu i parametrów geotechnicznych podłoża. Obecnie obserwuje się tendencję dodatkowego wyposażania urządzeń pomiarowych, między innymi w końcówki do pomiaru prędkości fal sejsmicznych w gruncie. Zmodyfikowana wersja stożka sejsmicznego

ułatwia i wzbogaca pomiar modułu ścinania (G_0).

Zaletą badań in situ jest fakt, że są one prowadzone w rzeczywistych warunkach gruntowych stosunkowo szybko i mniejszym kosztem niż badania laboratoryjne.

W artykule przedstawione zostały wyniki badań modułu G_0 otrzymane na podstawie wielkości pomierzonych w badaniach sondami CPTU, SCPTU i DMT na poletku doświadczalnym Stegny.

Metodyka badań in situ

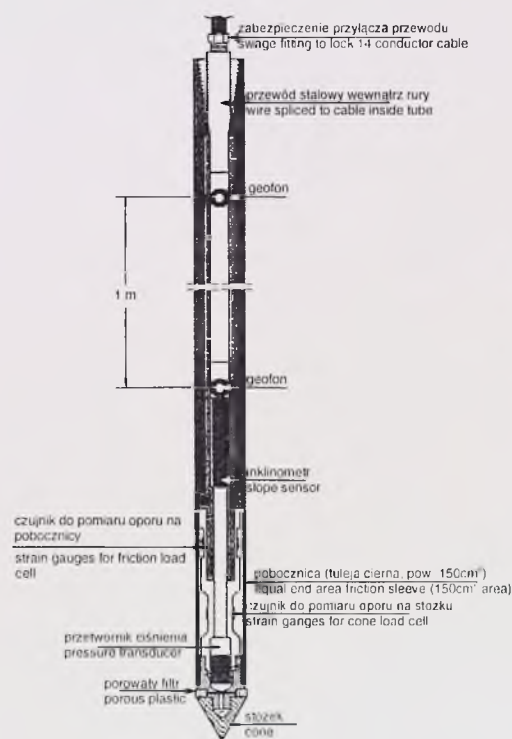
W badaniach terenowych wykorzystano standardowe końcówki pomiarowe CPTU i DMT. Dodatkowo wykorzystany został stożek CPTU wyposażony w dwa geofony pozwalające na pomiar prędkości fali sejsmicznej.

W technice sondowań statycznych wykorzystuje się stożek o powierzchni podstawy 10 cm² i kącie wierzchołkowym 60°, do którego pogrążania stosuje

się siłowniki hydrauliczne, dające nacisk od 10 do 20 ton (100 do 200 kN). Z sondowania statycznego otrzymuje się bezpośrednio, w zależności od typu zastosowanej do badań końcówki, następujące parametry sondowań:

- wykres jednostkowych oporów stożka (q_c),
- wykres jednostkowych oporów tarcia gruntu na tulei cierniej (f_s),
- wykres ciśnienia wody w porach gruntu w trakcie sondowania (u_c).

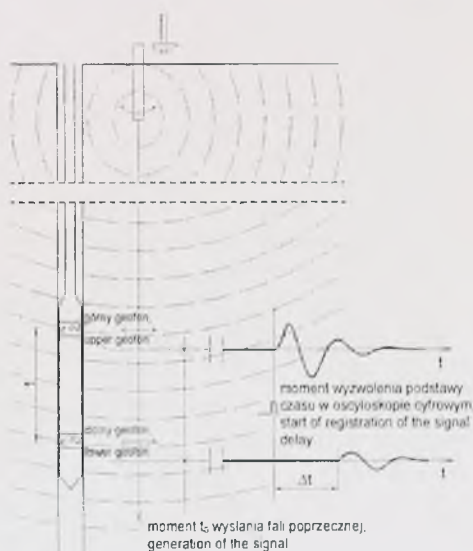
Badania sejsmiczne SCPTU wykonano za pomocą dwugeofonowego stożka włoskiej firmy ISMES (rys. 1).



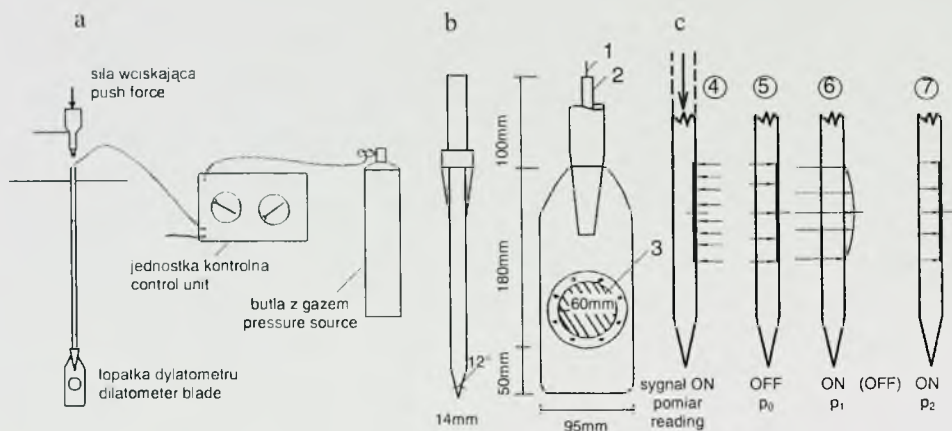
RYSUNEK 1. Schemat stożka sejsmicznego
FIGURE 1. The seismic cone

Zaletą sondy sejsmicznej z dwoma geofonami w konfiguracji z dwukanałowym oscyloskopem jest wyeliminowanie części dodatkowego osprzętu w postaci wyzwalacza, który w stożkach zawierających jeden geofon sprzężony jest ze źródłem impulsu wysyłanego z powierzchni ziemi (rys. 2).

Badanie DMT polega na pogrążaniu łopatką z prędkością 0,02 m/s i zatrzymywaniu jej co 0,20 m celem wykonania pomiarów na wyznaczonej głębokości. W chwili zatrzymania łopatką dokonuje się pomiar ciśnienia p_0 (wynikający



RYSUNEK 2. Schemat pomiaru prędkości fali (V_s)
FIGURE 2. Measurement of shear wave velocity (V_s)



RYSUNEK 3. Schemat dylatometru
FIGURE 3. Flat dilatometer

z kontaktu membrany z gruntem), ciśnienia p_1 (wartość ciśnienia po odkształceniu membrany w kierunku prostopadłym do gruntu) oraz ciśnienia p_2 (wartość ciśnienia po powrocie membrany do jej początkowej pozycji) – rysunek 3.

Wykorzystanie tych parametrów do określenia rodzaju i właściwości mechanicznych gruntych zostało zaproponowane przez Marchettiego (1980). Są one również wykorzystywane w wielu korelacjach empirycznych służących wyznaczeniu parametrów geotechnicznych podłoża budowl.

Charakterystyki odkształceniowe gruntu są zwykle definiowane za pomocą wartości modułów odkształcenia. W praktyce najczęściej wyznaczany jest moduł ściśliwości (M), moduł Younga bez odpływu (E_u) oraz moduł ścinania (moduł odkształcenia postaciowego – G). Moduł ścinania charakteryzuje odkształcenia postaciowe gruntu. Początkowy moduł styczny (G_0) wyraża nachylenie stycznej w początkowym punkcie do krzywej naprężenie-odkształcenie.

W literaturze można znaleźć wiele zależności empirycznych umożliwiających określanie modułu ścinania z parametrów uzyskiwanych podczas badań terenowych. W artykule przedstawione zostały tylko wybrane propozycje. Senneest i inni (1988) do obliczeń G_0 przedstawili zależność wykorzystującą opór stożka oraz naprężenie efektywne w następujący sposób:

$$G_0 = 210\sigma'_{vo}\sqrt{q_c} \quad (1)$$

gdzie:

σ'_{vo} – pionowe efektywne naprężenie geostaticzne in situ [kPa],

q_c – opór stożka [kPa].

Rix i Stoke (1991) podali następującą zależność:

$$G_0 = 1634q_c^{0.25}\sigma_v'^{0.375} \quad (2)$$

gdzie σ'_v – pionowe efektywne naprężenie in situ [kPa].

Tanaka (1994) proponuje proste równanie do oceny początkowego modułu ścinania:

$$G_0 = 50 \cdot (q_c - \sigma_{vo}) \quad (3)$$

gdzie σ_{vo} – pionowe naprężenie geostaticzne in situ [kPa].

Moduł ścinania (G_0) otrzymywany z badań sejsmicznych zależy jest od prędkości fali poprzecznej:

$$G_0 = \rho V_s^2 \quad (4)$$

gdzie:

ρ – gęstość objętościowa gruntu [g/cm^3],

V_s – prędkość fali poprzecznej [m/s].

Wynika to z faktu, że fala poprzeczna przenoszona jest przez szkielet gruntowy, a zatem zależy od jakości kontaktu między ziarnami gruntu, od stanu naprężenia, stanu gruntu reprezentowanego przez wskaźnik porowatości oraz strukturalną anizotropię.

Badanie dylatometrem pozwala uzyskać moduł ścinania (G_0) z następującej zależności (Marchetti 1980):

$$G = R_G E_D \quad (5)$$

gdzie:

E_D – moduł dylatometryczny [kPa],

$$E_D = 34,7(p_1 - p_0) \quad (6)$$

Wartość R_G jest zmienna i zależy od rodzaju wyznaczanego modułu, rodzaju gruntu i stanu naprężenia. Dla początkowego modułu ścinania (G_0) wartość współczynnika R_G , według badań przeprowadzonych przez Hryciwa (1990) dla gruntów spoistych wynosi 3–4.

Charakterystyka poligonu doświadczalnego

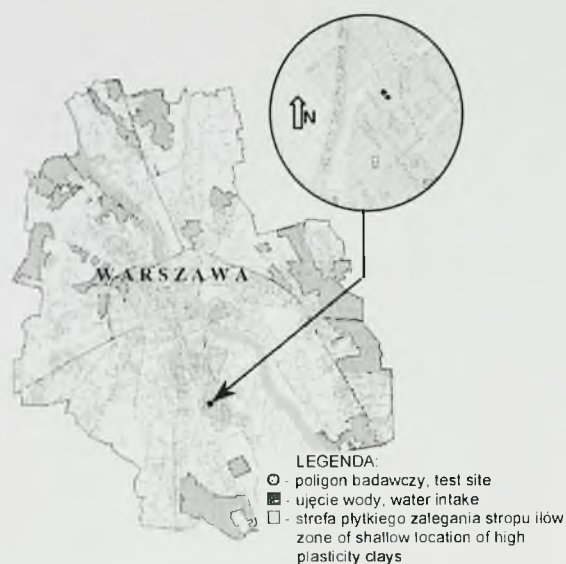
Przedstawione w artykule wyniki badań dotyczą gruntów silnie prekonsolidowanych występujących na poletku doświadczalnym Stegny w Warszawie

(rys. 4). Lokalizacja (wybór) poligonu doświadczalnego uwarunkowana była stosunkowo płytkim zaleganiem ilów trzeciorzędowych. W profilu utworów czwartorzędowych (rys. 5) w rejonie poligonu do głębokości 1,5 m występuje piasek drobny, pod którym znajduje się warstwa piasku średniego o miąższości 1,0 m. Poniżej, do głębokości 3,0 m p.p.t., leży warstwa piasku drobnego, w którego spągu występuje do głębokości 4,30 m piasek średni.

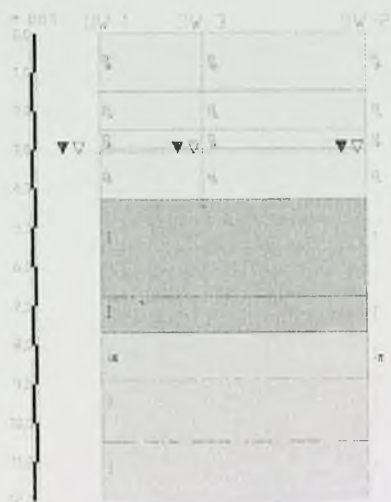
Pod utworami czwartorzędowymi leżą osady trzeciorzędowe – pliocen-skie, które reprezentowane są przez kompleks ilów pstrych z soczewkami i warstwami piasków. Profil osadów trzeciorzędowych w strefie rozpoznania rozpoczyna warstwa ilu ciemnoszarego i brązowego w stanie twardoplastycznym na głębokości od 4,3 do 6,8 m p.p.t. Poniżej, do głębokości 7,7 m, zalega warstwa ilu płomienistego (rdzawo-czerwonego) w stanie twardoplastycznym. W spągu tych osadów występuje wkładka ilu pylistego pstrego, koloru żółtego o miąższości około 1,2 m. Od głębokości 8,9 m zaczynają się ily pstre ze znaczną ilością jaskrawych plam koloru żółtego, w których wyodrębniono dwie warstwy ze względu na odmienne charakterystyki parametrów geotechnicznych. Granica rozdzielająca te warstwy przebiega na głębokości 10,0–10,5 m p.p.t. Ily pstre są w stanie twardoplastycznym i przechodzą w stan półzwały.

Analiza wyników badań

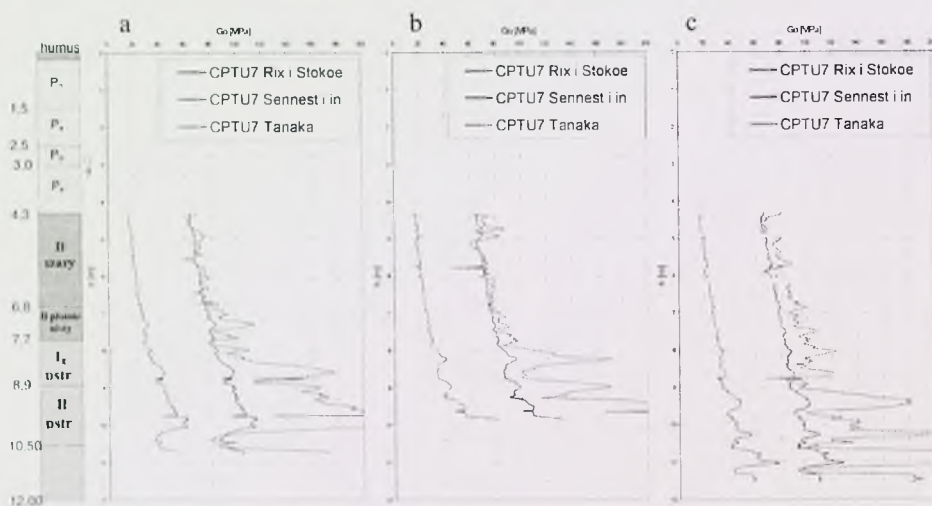
Na podstawie wielkości pomierzonych w terenie został obliczony, przy zastosowaniu wzorów empirycznych wybranych z literatury, początkowy moduł



RYSUNEK 4. Lokalizacja poligonu doświadczalnego
FIGURE 4. Location of test site



RYSUNEK 5. Przekrój geologiczny
FIGURE 5. Geological cross-section

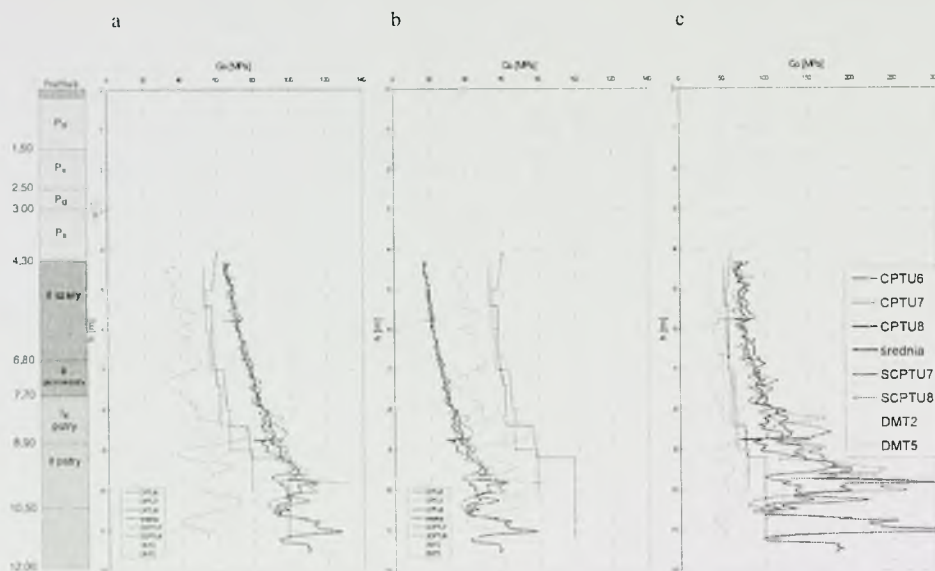


RYSUNEK 6. Wyniki badań CPTU na poligonie Stegny: a – CPTU6, b – CPTU7, c – CPTU8
FIGURE 6. CPTU tests results from Stegny site: a – CPTU6, b – CPTU7, c – CPTU8

ścinienia (G_0). Wyniki obliczeń dla trzech profili badawczych CPTU, dwóch SCPTU i dwóch DMT przedstawione zostały w formie wykresów (rys. 6, 7). Stanowią one jedynie przykład

obliczeń uzyskanych na podstawie badań przeprowadzonych na obiekcie Stegny.

Analiza wyników badań wykonanych sondą CPTU wskazuje, że w zależności od zastosowanego wzoru uzyskuje



RYSUNEK 8. Wykresy modułu ścinania otrzymane z badań DMT i SCPTU w porównaniu z wynikami CPTU otrzymanymi ze wzorów podanych przez: a – Rix i Stokoe (1991), b – Sennesta i in. (1988), c – Tanakę (1994)

FIGURE 8. Profiles of shear modulus obtained from DMT i SCPTU tests compared to results CPTU obtained from empirical correlations by: a – Rix i Stokoe (1991), b – Sennesta at al. (1988), c – Tanaka (1994)

Podsumowanie

Zestawienie na wspólnym wykresie wartości modułu G_0 otrzymanych z badań in situ pozwala zauważyć rozbieżność między wartościami uzyskanymi na podstawie badań CPTU, SCPTU i DMT. Badania te powinny być prowadzone jednocześnie i traktowane jako uzupełniające się wzajemnie. Konieczne jest przeprowadzenie badań laboratoryjnych w zmodyfikowanej komorze trójosiowego ściskania celem zweryfikowania pomiarów prędkości fali poprzecznej in situ oraz znalezienia empirycznych zależności o charakterze regionalnym, które pozwoliłyby używać dynamiczny moduł ścinania (G_0).

Literatura

- HRYCIW R.D. 1990: Small-strain shear modulus of soil by dilatometer. *J. Geotech. Eng. Div., ASCE*, 116, 11: 1700–1716.
- MARCHETTI S. 1980: In situ tests by flat dilatometer. *J. Geotech. Eng. Div., ASCE*, 106, GT3: 299–321.
- SENNEST K., SANDVERN R., LUNNE T., BY T., AMUNDSEN T. 1988: Piezocone tests in silty soils. *Proc. of the Int. Sym. on Penetration Testing*, Orlando.
- RIX G.J., STOKOE K.H. 1991: Correlation of initial tangent modulus and cone resistance. *Proceedings: Calibration Chamber Testing*, Elsevier, New York.
- TANAKA H. 1994: Vane shear strength of Japanese marine clays and applicability of Bjerrum's correction factor. *Soils and Foundations* 34: 39–48.

Summary

The use of in situ tests for estimation of shear modulus (G_0) in cohesive soils.

The paper presents the results obtained from DMT, CPTU and SCPTU and methods of evaluation shear modulus G_0 from different kinds of in situ tests. The investigation were performed of Stegny site where overconsolidated pliocene clays occurs.

An analysis of cone penetration and dilatometer tests results indicates that existing formulae for G_0 evaluation play regional role and have to be applied for each kind of soil and subsoil stress history.

Authors' address:

Marek Bajda, Katarzyna Markowska
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Geoinżynierii
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Analiza statystyczna wybranych charakterystyk konsolidacyjnych gruntów organicznych*

Statistical analysis of selected consolidation parameters of organic soils

Słowa kluczowe: charakterystyki konsolidacyjne, analiza statystyczna

Key words: consolidation parameters, statistical analysis

Wprowadzenie

W gruntach organicznych obserwuje się bardziej skomplikowany przebieg odkształceń niż w gruntach mineralnych, co wiąże się z koniecznością stosowania metod obliczeniowych opartych na złożonych modelach gruntu, uwzględniających odmienną zachowania się gruntów organicznych pod obciążeniem. Z uwagi na dużą ściśliwość gruntu w podłożu prognoza odkształceń powinna być oparta na metodzie uwzględniającej nieliniowe charakterystyki gruntu, jak również efekt pelzania szkieletu zależny od stanu naprężenia i czasu.

Przeprowadzone badania laboratoryjne odkształceń na próbkach torfu i gytii pobranych z podłoża nasypu doświadczalnego w Antoninach, pozwoliły na wyznaczenie empirycznych związków konstytutywnych opisujących przebieg odkształceń w poszczególnych etapach osiadań.

Parametrem obliczeniowym zastosowanym do obliczeń osiadań początkowych zaproponowanym w pracy jest moduł odkształcenia objętościowego (E_u). Założono, że odkształcenia natychmiastowe mogą być opisywane przy pomocy modułu odkształcenia (E_u) będącego funkcją dwóch zmiennych: dewiatora naprężenia (q) i naprężenia konsolidacyjnego (σ_k), to znaczy $\hat{E}_u = f(q; \sigma_k)$. Liczba wykorzystanych danych (n) wynosiła 456 dla torfu i 442 dla gytii, z uwagi na ograniczenia numeryczne przeliczono jednostki na MPa. Parametrem obliczeniowym zastosowanym do obliczeń osiadań konsolidacyjnych zaproponowanym w pracy jest moduł odkształcenia (E), który jest funkcją dwóch składowych naprężenia σ_1 i σ_3 , to znaczy $\hat{E} = f(\sigma_1, \sigma_3)$. Liczba wykorzystanych danych (n) wynosiła 15 dla gruntu in situ i 21 dla gruntu po konsolidacji. Parametrem obliczeniowym zastosowanym do obliczeń osiadań wtórnych zaproponowanym w pracy jest odkształcenie ε_s . Założo-

*Z uwagi na rozbudowane wzory artykuł złożono jednolamowo.

no, że odkształcenia wtórne zależą nie tylko od dewiatora naprężenia (q), ale także od czasu (t) i średniego naprężenia (σ_{sr}). Oznacza to, że ε_s jest funkcją trzech zmiennych, a więc $\widehat{\varepsilon}_s = f(t; q; \sigma_{sr})$. Liczba wykorzystanych danych n wynosiła 350 dla torfu i 325 dla gytii.

Po wykonaniu obliczeń podano ostateczną postać związków konstytutywnych oraz przedstawiono podsumowanie i wnioski.

Metoda wyznaczania współczynników funkcji regresji

W oparciu o wiedzę dotyczącą badanych cech i odpowiednie wykresy uzyskane z danych empirycznych można dokonać wyboru postaci funkcji regresji:

$$\widehat{y} = f(x_1, x_2, \dots, x_m; a_1, a_2, \dots, a_k)$$

gdzie:

$a_1, a_2, \dots, a_k$ – szukane współczynniki tej funkcji,

y – zmienna objaśniana,

$x_1, x_2, \dots, x_m$ – zmienne objaśniające.

Wartości współczynników funkcji regresji, dalej zwanej modelem, należy wyznaczyć w taki sposób aby predykcje $\widehat{y}_i = f(x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{mi}; a_1, a_2, \dots, a_k)$ były odpowiednio bliskie wartościom empirycznym y_i dla $i = 1, 2, \dots, n$, gdzie n jest liczbą wykonanych pomiarów.

Podstawową miarą dopasowania badanego modelu do danych empirycznych jest współczynnik korelacji krzywoliniowej (R) dany wzorem:

$$R = \sqrt{1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \widehat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (1)$$

gdzie $\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$. Wartości R bliskie 1 świadczą o silnej zależności między zmienną objaśnianą y i zmiennymi objaśniającymi $x_1, x_2, \dots, x_m$ (Elandt 1964, Kaczmarek 1970). Maksymalizacja wartości R jest równoważna minimalizacji sumy kwadratów błędów bezwzględnych predykcji $\Delta y_i = y_i - \widehat{y}_i$ $i = 1, 2, \dots, n$.

Minimalizacja błędów bezwzględnych predykcji Δy_i może dawać znaczne błędy względne $\delta y_i = \frac{|\Delta y_i|}{|y_i|}$, szczególnie dla małych wartości empirycznych y_i . Zatem ze względów inżynierskich warto poszukiwać funkcji regresji w oparciu o minimalizację względnych miar dopasowania (Sas 2001, Hyb 2003). Jest to zmodyfikowana metoda najmniejszych kwadratów (ZMNK) stosowana w niektórych współczesnych programach obliczeniowych.

W pracy wybrano jako miarę dopasowania minimalizację ze względu na

parametry $a_1, a_2, \dots, a_k$ procentowego średniego błędu względnego $MRE \cdot 100\%$, gdzie:

$$\begin{aligned} MRE \cdot 100\% &= \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \delta y_i \cdot 100\% = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{y_i - \hat{y}_i}{y_i} \right| \cdot 100\% = \\ &= \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{1}{|y_i|} |y_i - f(x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{mi}; a_1, a_2, \dots, a_k)| \cdot 100\% \end{aligned} \quad (2)$$

Zaproponowano następujący algorytm optymalizacji wyboru wartości parametrów danego modelu $\hat{y} = f(x_1, x_2, \dots, x_m; a_1, a_2, \dots, a_k)$:

- 1) wybranie wektora początkowych wartości współczynników modelu $A_0 = (a_{10}, a_{20}, \dots, a_{k0})$;
- 2) wyznaczenie za pomocą programu statystycznego *SPSS* 10.0 wartości parametrów modelu minimalizujących funkcję
$$\sum_{i=1}^n (\Delta y_i)^2 = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 = \sum_{i=1}^n [y_i - f(x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{mi}; a_1, a_2, \dots, a_k)]^2$$
 ;
- 3) uzyskane w punkcie 2 wartości parametrów przenoszone są do programu *StatgraphicsPlus4.1* w którym minimalizowana jest suma kwadratów błędów względnych $\sum_{i=1}^n (\delta y_i)^2$;
- 4) uzyskane w punkcie 3 wartości parametrów przenoszone są do programu *Excel* i za pomocą *Solvera* minimalizowany jest procentowy średni błąd względny $MRE \cdot 100\%$;
- 5) zapisywana jest najmniejsza wartość $MRE \cdot 100\%$ dla parametrów uzyskanych w punkcie 4, następnie realizowany jest punkt 1 ;
- 6) z wartości otrzymanych w punkcie 5 wybierana jest najmniejsza, a odpowiadające jej wartości współczynników modelu (uzyskane w punkcie 4) uznawane są za parametry danego modelu.

Za pomocą tego algorytmu można poddać analizie wiele modeli czyli różnych postaci funkcji f . Należy jednak stwierdzić, że w przypadku wielu zmiennych nie ma obiektywnej metody doboru postaci takiego modelu, a wybór wartości A_0 (punkt 1) jest w znacznym stopniu zależny od znajomości funkcji regresji oraz od wiedzy i intuicji badacza.

Złożoność zaprezentowanego algorytmu wiąże się z koniecznością wyeliminowania błędów numerycznych, jakimi obarczone są programy komputerowe

i dążenie do uzyskania najbardziej zbliżonego do rzeczywistości wektora wartości początkowych (A_0). Przeprowadzone obliczenia tylko jednym z wymienionych tu programów, jak również za pomocą modułu estymacja nieliniowa z pakietu *Statistica* prowadziły do uzyskania gorszych wyników końcowych.

Wyniki analizy statystycznej dla wybranych modeli

Wyboru najlepszych modeli dla danego rodzaju odkształceń dokonano spośród kilkunastu różnych funkcji. Dla każdej z nich wyznaczono współczynniki, stosując algorytm przedstawiony powyżej, a następnie przeprowadzono szczegółową analizę statystyczną danego modelu. Na tej podstawie dla każdego rodzaju gruntu i odkształceń dokonano wyboru modelu, dla którego uzyskano najlepsze wyniki minimalizacji średniego procentowego błędu względnego.

Szczegółowa analiza statystyczna wybranych modeli jest przedstawiona w tabelach 1–5, które dla podanego modelu zawierają w kolejności następujące wyniki dla torfu i gytii:

- 1) współczynnik korelacji krzywoliniowej w procentach (correlation coefficient) $R \cdot 100\%$ dany wzorem (1);
- 2) średni procentowy błąd względny lub średnie odchylenie względne (mean relative error) $MRE \cdot 100\%$ dany wzorem (2);
- 3) maksymalny procentowy błąd względny lub maksymalne odchylenie względne (maximal relative deviation) $MRD \cdot 100\%$ określony wzorem:

$$MRD = \max_{i=1,2,\dots,n} \left| \frac{y_i - \hat{y}_i}{y_i} \right| = \max_{i=1,2,\dots,n} \delta y_i$$

- 4) odchylenie standardowe (standard deviation) błędów względnych (s) dane wzorem:

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (\delta y_i - MRE)^2} \cdot 100\%$$

gdzie MRE jest określone wzorem (2)

- 5) medianę (median) błędów względnych (Me) czyli wyraz środkowy w uporządkowanym rosnąco ciągu błędów względnych δy_i , $i = 1, 2, \dots, n$;

- 6) dolną (C_l) i górną (C_u) granicę 95% przedziału ufności (confidence interval) dla średniego procentowego błędu względnego;
- 7) niepewność (uncertainty) M_α , przy $\alpha = 0,05$, dla wartości funkcji regresji określoną wzorem:

$$M_\alpha = \overline{\Delta y} + u_\alpha \cdot \sqrt{\frac{s_{\Delta y}^2}{n-1}}$$

gdzie

$$\overline{\Delta y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |\Delta y_i|, \quad s_{\Delta y}^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(|\Delta y_i| - \overline{\Delta y} \right)^2 \text{ jest wariancją wartości } |\Delta y_i|,$$

natomiast u_α jest kwantylem rzędu $1 - \frac{\alpha}{2}$ rozkładu normalnego $N(0, 1)$ (jeśli $\alpha = 0,05$ to $u_\alpha = 1,96$).

Wartość niepewności (M_α) interpretuje się następująco: jeśli liczba pomiarów $n \geq 50$, to z Centralnego Twierdzenia Granicznego wynika, że dla obliczonej wartości funkcji regresji $\hat{y}$ przedział domknięty $[\hat{y} - M_\alpha, \hat{y} + M_\alpha]$ zawiera nieznaną wartość y , odpowiadającą danemu wektorowi zmiennych objaśniających z prawdopodobieństwem około $1 - 2\alpha$.

Należy dodać, że w przypadku odkształceń konsolidacyjnych dla gruntu in situ zaproponowano różne modele dla gytii i torfu. w tabelach 2 i 3 zamieszczono wyniki dla obu modeli w tym przypadku.

TABELA 1. Odkształcenia natychmiastowe. Model

TABLE 1. Immediate strains. Model¹

$$\bar{E}_u(q; \sigma_k) = \frac{a_1 \cdot q + a_2 \cdot \sigma_k + a_5}{a_3 \cdot q^2 + a_4 \cdot \sigma_k^2 + 1}$$

	Oznaczenie Notation	Torf Peat	Gytia Gyttja
Współczynnik korelacji w %	$R \cdot 100\%$	95,38	89,41
Średni błąd względny w %	$MRE \cdot 100\%$	9,09	9,12
Maksymalny błąd względny w %	$MRD \cdot 100\%$	72,74	60,67
Odchylenie standardowe	s	13,82	12,48
Mediana	Mc	4,61	4,45
Przedział ufności dla średniej			
dolna granica	C_l	7,82	7,96
górną granica	C_u	10,36	10,29
Niepewność	$M_{0,05}$	0,078	0,161

¹description of the symbols in the tables 1–5 are given in pages 59 and 60

TABELA 2. Odkształcenia konsolidacyjne. Model
TABLE 2. Consolidation strains. Model

$$\hat{E}(\sigma_1; \sigma_3) = a_1 \cdot \sigma_1^{a_2} + a_3 \cdot \sigma_3^{a_4} + a_5 \cdot (\sigma_1 \cdot \sigma_3)^{a_6}$$

grunt in situ (soil in situ)	Oznaczenie Notation	Torf Peat	Gytia Gyttja
Współczynnik korelacji w %	$R \cdot 100\%$	98,03	99,13
Średni błąd względny w %	$MRE \cdot 100\%$	11,78	4,82
Maksymalny błąd względny w %	$MRD \cdot 100\%$	28,52	15,08
Odchylenie standardowe	s	7,90	5,55
Mediana	Me	13,03	2,84
Przedział ufności dla średniej			
dolna granica	C_l	7,78	2,01
górną granica	C_u	15,78	7,62
Niepewność	$M_{0,05}$	3,092	1,931

TABELA 3. Odkształcenia konsolidacyjne. Model
TABLE 3. Consolidation strains. Model

$$\hat{E}(\sigma_1; \sigma_3) = \frac{a_1 \cdot \sigma_1 + a_2 \cdot \sigma_3}{a_3 \cdot \sigma_1^2 + a_4 \cdot \sigma_3^2 + 1}$$

grunt in situ (soil in situ)	Oznaczenie Notation	Torf Peat	Gytia Gyttja
Współczynnik korelacji w %	$R \cdot 100\%$	98,48	97,29
Średni błąd względny w %	$MRE \cdot 100\%$	10,00	9,81
Maksymalny błąd względny w %	$MRD \cdot 100\%$	28,43	24,47
Odchylenie standardowe	s	9,53	7,43
Mediana	Me	8,05	7,35
Przedział ufności dla średniej			
dolna granica	C_l	5,18	6,05
górną granica	C_u	14,83	13,57
Niepewność	$M_{0,05}$	2,634	3,565

TABELA 4. Odkształcenia konsolidacyjne. Model
TABLE 4. Consolidation strains. Model

$$\hat{E}(\sigma_1; \sigma_3) = a_1 \cdot \sigma_1^{a_2} + a_3 \cdot \sigma_3^{a_4} + a_5 \cdot (\sigma_1 \cdot \sigma_3)^{a_6}$$

grunt skonsolidowany consolidated soil	Oznaczenie Notation	Torf Peat	Gytia Gyttja
Współczynnik korelacji w %	$R \cdot 100\%$	97,31	96,04
Średni błąd względny w %	$MRE \cdot 100\%$	12,37	10,73
Maksymalny błąd względny w %	$MRD \cdot 100\%$	55,12	29,74
Odchylenie standardowe	s	13,53	14,23
Mediana	Me	9,06	11,63
Przedział ufności dla średniej			
dolna granica	C_l	6,58	4,65
górna granica	C_u	18,16	16,82
Niepewność	$M_{0,05}$	3,660	4,141

TABELA 5. Odkształcenia wtórne. Model
TABLE 5. Secondary strain. Model

$$\hat{\varepsilon}_s(t; q; \sigma_{sr}) = a_0 + a_1 \cdot q^{a_2} \cdot \sigma_{sr}^{a_3} \cdot \log(a_4 \cdot t^{a_5} + a_6)$$

	Oznaczenie Notation	Torf Peat	Gytia Gyttja
Współczynnik korelacji w %	$R \cdot 100\%$	95,17	89,89
Średni błąd względny w %	$MRE \cdot 100\%$	20,36	27,94
Maksymalny błąd względny w %	$MRD \cdot 100\%$	108,79	108,24
Odchylenie standardowe	s	22,85	26,36
Mediana	Me	12,58	18,88
Przedział ufności dla średniej			
dolna granica	C_l	17,97	25,07
górna granica	C_u	22,76	30,80
Niepewność	$M_{0,05}$	1,245	1,277

Charakterystyki konsolidacyjne

Stosując minimalizację średniego błędu względnego jako miarę podstawową i po wyborze konkretnych charakterystyk konsolidacyjnych przeprowadzono obliczenia numeryczne, otrzymując dla poszczególnych odkształceń odpowiednie związki konstytutywne.

W modelowaniu odkształceń natychmiastowych można zastosować zależności empiryczne opisujące moduł odkształcenia objętościowego (E_u) jako funkcję dewiatora (q) i naprężenia (σ_k) w postaci

- dla torfu

$$\hat{E}_u = \frac{-30,516 \cdot q + 59,356 \cdot \sigma_k - 0,4325}{935,211 \cdot q^2 - 43,353 \cdot \sigma_k^2 + 1}$$

- dla gytii

$$\hat{E}_u = \frac{-13,34 \cdot q + 12,907 \cdot \sigma_k + 0,2862}{121,051 \cdot q^2 - 97,158 \cdot \sigma_k^2 + 1}$$

W modelowaniu odkształceń konsolidacyjnych można zastosować zależności empiryczne opisujące moduł odkształcenia E jako funkcję składowych naprężenia σ_1 i σ_3 w postaci:

- dla torfu in situ

$$\hat{E} = \frac{-15,394 \cdot \sigma_1 + 83,243 \cdot \sigma_3}{0,4076 \cdot \sigma_1^2 - 0,2954 \cdot \sigma_3^2 + 1}$$

- dla gytii in situ

$$\hat{E} = 365,916 \cdot \sigma_1^{0,5103} + 775,188 \cdot \sigma_3^{0,4502} - 1076,89 \cdot (\sigma_1 \cdot \sigma_3)^{0,2376}$$

- dla torfu po konsolidacji

$$\hat{E} = 3,047 \cdot \sigma_1^{-1,316} + 39,972 \cdot \sigma_3^{1,409} - 10,352 \cdot (\sigma_1 \cdot \sigma_3)^{0,8834}$$

- dla gytii po konsolidacji

$$\hat{E} = 8,726 \cdot \sigma_1^{-0,7714} + 66,547 \cdot \sigma_3^{1,015} - 30,884 \cdot (\sigma_1 \cdot \sigma_3)^{0,5332}$$

W modelowaniu odkształceń wtórnych można zastosować zależności empiryczne opisujące odkształcenie ε_s jako funkcję czasu t , dewiatora q i średniego naprężenia σ_{sr} w postaci

- dla torfu

$$\hat{\varepsilon}_s = 0,3952 + 0,8640 \cdot q^{3,379} \cdot \sigma_{sr}^{-1,958} \cdot \log \left(0,2229 \cdot t^{0,0668} + 0,8384 \right)$$

- dla gytii

$$\hat{\varepsilon}_s = 0,1771 - 0,7708 \cdot q^{3,634} \cdot \sigma_{sr}^{-2,006} \cdot \log \left(0,1428 \cdot t^{-0,0238} + 0,8309 \right)$$

Wyniki szczegółowej analizy statystycznej tych modeli przedstawione są w tabelach 1–5.

Podsumowanie i wnioski

Poszukiwanie matematycznego modelu, który dobrze opisuje dane zjawisko jest zagadnieniem bardzo trudnym i złożonym, szczególnie gdy chodzi o wybór postaci zależności funkcyjnej. Po dokonaniu wyboru takiej zależności należy wyznaczyć współczynniki modelu na podstawie ustalonej miary zgodności, której wybór powinien zostać dokonany przed rozpoczęciem obliczeń. Przedstawiona w pracy metoda wyznaczania współczynników funkcji regresji z wykorzystaniem innych niż korelacja miary dopasowania ma ważny aspekt inżynierski, gdyż może prowadzić do ograniczenia błędów względnych, jednocześnie zachowując wysoki współczynnik korelacji.

Analiza stosowanych metod wyznaczania współczynników funkcji regresji, algorytmu minimalizacji i otrzymanych wyników numerycznych prowadzi do następujących wniosków:

1. w przedstawionych wyżej modelach uzyskano wysoki współczynnik korelacji, mimo iż miarą dopasowania była minimalizacja średniego błędu względnego. Świadczy to o poprawnym wyborze metody wyznaczania współczynników modelu.
2. Zaletą przedstawionych modeli, szczególnie w przypadku odkształceń natiemniastowych i wtórnych, jest niewielka długość przedziału ufności dla wartości funkcji regresji, co umożliwia wyznaczenie przedziałowej predykcji wartości modelu z prawdopodobieństwem około 90%.
3. w celu przeprowadzenia właściwej analizy statystycznej i wyciągnięcia z niej prawidłowych wniosków należy dysponować znaczną liczbą wiarygodnych danych empirycznych. Zatem dla odkształceń konsolidacyjnych liczebność próby wynoszącą 15 lub 21 należy uznać za niewystarczającą.
4. Należy potwierdzić postacie wybranych w pracy modeli na innym, zbliżonym materiale empirycznym.
5. Należy kontynuować poszukiwanie innych postaci funkcji regresji, szczególnie w przypadku odkształceń wtórnych.

Literatura

- ELANDT R. 1964: Statystyka matematyczna w zastosowaniu do doświadczeń rolniczego. PWN, Warszawa.
- HYB M. 2003: Wybrane metody statystyczne stosowane w definiowaniu charakterystyk konsolidacyjnych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Seria Budownictwo* z. 98, 63-71.
- KACZMAREK Z. 1970: Metody statystyczne w hydrologii i meteorologii. Wyd. Komunikacji i Łączności.
- LECHOWICZ Z., SZYMAŃSKI A. 1984: Prediction of consolidation of organic soil. *Annals of Warsaw Agricultural University* No.20, 55-59.
- SAS W. 2001: Modelowanie odkształceń gruntów organicznych z uwzględnieniem zmian właściwości ośrodka. Rozprawa doktorska SGGW, Warszawa.
- SZYMAŃSKI A. 1991: Czynniki warunkujące analizę odkształcenia gruntów organicznych obciążonych nasypem. Rozprawa habilitacyjna. Wyd. SGGW, Warszawa.
- SZYMAŃSKI A., SAS W. 2000: Modelowanie procesu odkształcenia gruntów organicznych. XII Krajowa Konferencja Mechaniki Gruntów i Fundamentowania.

Summary

Statistical analysis of selected consolidation parameters of organic soils. The analysis of statistical methods used in the determination of consolidation characteristics as a function of other parameters is a very important task in the determination of settlement. Selected methods for estimation of coefficients of a regression function and an algorithm to calculate these coefficients are presented in this paper. Statistical analysis of obtained model for different kind of strains is given.

Author's address:

Małgorzata Hyb
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Geoinżynierii
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Kadm i selen w glebach pod zróżnicowanym wpływem antropopresji*

Cadmium and selenium in soils under different impact of anthropopressure

Słowa kluczowe: kadm, selen, antropopresja

Key words: cadmium, selenium, anthropopressure

Wprowadzenie

Występowanie kadmu w środowisku wynika zarówno z biogeochemicznego obiegu pierwiastków, jak również jest następstwem działalności przemysłu, niewłaściwie stosowanych w rolnictwie nawozów i środków ochrony roślin oraz osadów ściekowych, a także komunikacji samochodowej (Dudka i Sajdak 1992, Dudka i in. 1996, Piotrowska 1997, Chen i in. 1997, Terelak i in. 1997, Kozanecka i in. 2000).

Z licznych badań naukowych wynika, że średnia zawartość kadmu w glebach Polski wynosi $0,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, a zakres oznaczonych zawartości tego pierwiastka zawiera się w przedziale $0,01 - 49,73 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (za Kabatą-Pendias

i Pendiasem 1999, Terelak i in. 1995, 1997, Piotrowska i Terelak 1997). Naturalne zawartości tego pierwiastka nie stanowią zagrożenia dla organizmu, natomiast wysoka mobilność i bioakumulacja stwarza ryzyko włączenia nadmiernych jego ilości do łańcucha troficznego, zagrażając prawidłowemu funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego (za Kabatą-Pendias i Pendiasem 1999).

Jednym z pierwiastków ograniczających toksyczne działanie kadmu jest selen. Tworząc z kadmem związki zwane selenkami, powoduje wyłączenie tego pierwiastka z procesów biochemicznych (Kabata-Pendias 1994). Selen jest pierwiastkiem, który łatwo dostaje się do łańcucha troficznego, jest pobierany z gleby przez rośliny, a następnie przez zwierzęta i człowieka. Optymalny zakres korzystnego oddziaływania selenu na organizm ludzki i zwierzęcy jest wąski, co wynika z porównania wartości niezbędnych z toksycznymi dla tych orga-

* Badania wykonane w ramach grantu KBN Nr 6P06S02021.

nizmów. Zapotrzebowanie dorosłego człowieka na selen wynosi od 50 do 100 $\mu\text{g}\cdot\text{dzień}^{-1}$ i nie powinno przekraczać 200 $\mu\text{g}\cdot\text{dzień}^{-1}$.

W przypadku zwierząt zapotrzebowanie to wynosi około 100 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. paszy, natomiast stężenie $> 3000 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ może być toksyczne. Ze względu na powyższe dane duże znaczenie ma właściwe określenie ilości selenu w pożywieniu i paszy (Kabata-Pendias 1994, Zachara i in. 1996, Andrzejak i in. 1998, Pazurkiewicz-Kocot i in. 2000).

Celem prowadzonych badań było określenie zależności zawartości selenu i kadmu w glebach od wpływu czynników antropogenicznych.

Material i metody

Materiał badawczy stanowiły gleby z terenu „zielonych płuc Polski” powszechnie uznanego za naturalny oraz Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego podlegającego silnemu wpływowi antropopresji.

Próby gleb do badań pobierano z wierzchnich warstw (0,0–0,2 m), z wytypowanych powierzchni obu badanych rejonów. Pojedyncze próbki pobierano z różnych, możliwie równomiernie rozmieszczonych punktów, z każdej z wytypowanych powierzchni. Próba poddawana analizie składała się z około 10 próbek.

W celu scharakteryzowania właściwości fizyczno-chemicznych wierzchnich warstw badanych gleb, w powietrzu suchym materiale oznaczono:

- skład granulometryczny – metodą areometryczną Casagrande’a w modyfikacji Prószyńskiego, a podział frakcji i grup granulometrycznych

przedstawiono zgodnie z klasyfikacją Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego z 1979 roku zawartą w BN-78/9180-11,

- odczyn gleby (pH) w roztworze wodnym i 1 N KCl metodą potencjometryczną przy użyciu pH-metru firmy Hanna Instruments z wykorzystaniem szklanej elektrody zespolonej,
- zawartość węglanów metodą Scheiblera (za Ostrowską i in. 1991),
- zawartość substancji organicznej metodą wagową z ubytku masy próby podczas wyżarzania próbki gleby w piecu w temperaturze 550°C (za Ostrowską i in. 1991),
- kwasowość hydrolityczną (Hh) metodą Kappena (za Ostrowską i in. 1991),
- sumę zasadowych kationów wymiennych (S) metodą Kappena (za Ostrowską i in. 1991),
- pojemność sorpcyjną gleby (T) jako sumę kwasowości hydrolitycznej (Hh) i sumy zasadowych kationów wymiennych (S).

Oznaczenie zawartości selenu wykonano metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej z generacją wodorków (HGAAS), natomiast kadm oznaczono metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej techniką atomizacji elektrotermicznej w kuwecie grafitowej (GFAAS).

Wyniki

Wierzchnie warstwy gleb (0,0–0,2 m) obu objętych badaniami rejonów charakteryzowały się przewagą frakcji piasku (ponad 50%) w stosunku do pozostałych wydzielonych frakcji granulometrycznych (tab. 1, 2).

TABELA 1. Skład granulometryczny wierzchnich warstw gleb z terenu pod silnym wpływem antropopresji

TABLE 1. Granulometric composition of upper layer of soils form region under strong impact of anthropopressure

Numer próby Sample number	Procent frakcji o średnicy w mm Percent of fraction of diameter in mm				Grupa mechaniczna Mechanic group
	1-0,1	0,1-0,02	< 0,02	< 0,002	
1	88	6	6	1	piasek słabo gliniasty light clayish sand
2	74	6	20	2	piasek gliniasty mocny heavy clayish sand
3	84	3	13	3	piasek gliniasty lekki light clayish sand
4	98	1	1	0	piasek luźny loose sand
5	53	11	36	26	glina średnia medium clay
6	76	14	10	3	piasek słabo gliniasty light clayish sand
7	75	12	13	2	piasek gliniasty lekki light clayish sand
8	67	15	18	2	piasek gliniasty mocny heavy clayish sand
9	90	4	6	1	piasek słabo gliniasty light clayish sand
10	92	5	3	1	piasek luźny loose sand
11	82	4	14	2	piasek gliniasty lekki light clayish sand

Tabela 2. Skład granulometryczny wierzchnich warstw gleb z terenu uznanego za naturalny

Table 2. Granulometric composition of upper layer of soils form region regarded as natural

Numer próby Sample number	Procent frakcji o średnicy w mm Percent of fraction of diameter in mm				Grupa mechaniczna Mechanic group
	1-0,1	0,1-0,02	< 0,02	< 0,002	
1	55	29	16	5	piasek gliniasty mocny pylasty heavy dusty clayish sand
2	69	15	16	4	piasek gliniasty mocny heavy clayish sand
3	67	20	15	7	piasek gliniasty lekki light clayish sand
4	50	33	17	8	piasek gliniasty mocny pylasty heavy dusty clayish sand
5	85	13	2	0	piasek luźny loose sand
6	85	13	2	0	piasek luźny loose sand
7	50	34	16	3	piasek gliniasty mocny pylasty heavy dusty clayish sand

Na podstawie procentowej zawartości wszystkich frakcji, stosując się do zaleceń normy BN-78/9180-11, określono grupy mechaniczne badanych gleb. Grupa piasków przeważała w badanych glebach niezależnie od terenu badań.

Analiza składu granulometrycznego gleb oraz wydzielone grupy mechaniczne podobne na obu terenach pozwalają na stwierdzenie, iż tereny te były porównywalne, co pozwalało na przeprowadzenie dalszych szczegółowych badań.

Odczyn mierzony w roztworze 1 N KCl w większości analizowanych gleb na terenie podlegającym silnej antropopresji był zbliżony do obojętnego i zasadowego (tab. 3). Odczyn gleb z terenu uznanego za naturalny był zbliżony do słabo kwaśnego i obojętnego (tab. 4). Zróżnicowanie odczynu pomiędzy glebami z obu badanych terenów może wynikać ze zróżnicowania zawartości węglanów w badanych glebach.

Na terenie pod silnym wpływem antropopresji znajdowało się więcej węglanów (od 0,1 do 7,6% – tab. 3), zaobserwowano również punktowe nagromadzenie tego związku sięgające 38,3% (próba 5). Na obszarze naturalnym zawartość węglanów mieściła się w przedziale od 0,1 do 0,3% (tab. 4).

Kwasowość hydrolityczna określona w glebach z terenu podlegającego silnej antropopresji o odczynie zbliżonym do obojętnego i zasadowego przyjmowała małe wartości, zawierające się w przedziale od 0,23 do 0,83 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab. 3). Jedynie próba nr 11, charakteryzująca się kwaśnym odczynem, wykazywała większą wartość kwasowości hydrolitycznej (5,18 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$). Gleby z terenu uznanego za naturalny charakteryzowały się większymi wartościami kwasowości hydrolitycznej, wahającymi się od 1,01 do 2,70 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$.

TABELA 3. Właściwości chemiczne wierzchnich warstw gleb z terenu o silnym wpływie antropopresji

TABLE 3. Chemical properties of upper layer of soils from region under strong impact of anthropopressure

Numer próby Sample number	pH		Hh	S	T	Sorg	CaCO ₃
	H ₂ O	1 N KCl	cmol(+)-kg ⁻¹			%	
1	7,62	7,20	0,68	34,00	34,68	5,5	0,6
2	7,80	7,42	0,38	43,85	44,23	4,4	3,0
3	7,82	7,57	0,68	11,55	12,23	1,6	0,1
4	7,89	7,48	0,30	9,25	9,55	0,9	0,1
5	7,34	7,28	0,41	46,50	46,91	4,2	38,3
6	7,39	7,13	0,51	46,00	46,51	5,0	7,6
7	7,65	7,29	0,38	44,30	44,68	4,3	2,4
8	7,15	6,88	0,75	46,05	46,80	8,4	4,8
9	7,82	7,75	0,23	38,80	39,03	2,7	2,0
10	7,77	7,37	0,83	22,35	23,18	5,6	0,6
11	5,60	4,80	5,18	3,85	9,03	5,8	0,2

Oznaczenia/Explanations:

Hh – kwasowość hydrolityczna / hydrolytic acidity.

S – suma zasadowych kationów wymiennych / sum of exchangeable cations.

T – pojemność sorpcyjna / CEC.

Sorg – zawartość substancji organicznej – organic matter content

CaCO₃ – zawartość węglanów / carbonates content.

TABELA 4. Właściwości chemiczne wierzchnich warstw gleb z terenu uznanego za naturalny
TABLE 4. Chemical properties of upper layer of soils from region regarded as natural

Numer próby Sample number	pH		Hh	S	T	Sorg	CaCO ₃
	H ₂ O	1 N KCl	cmol(+)·kg ⁻¹			%	
1	6,92	6,33	1,95	19,70	21,65	7,4	0,1
2	7,20	6,54	1,09	18,50	19,59	5,9	0,1
3	7,56	7,10	1,01	15,60	16,61	5,5	0,1
4	7,51	7,00	1,35	18,30	19,65	5,5	0,1
5	6,74	6,24	2,25	14,70	16,95	7,6	0,1
6	6,64	6,08	1,35	6,60	7,95	3,2	0,1
7	7,26	6,86	2,70	32,75	35,45	10,7	0,3

Oznaczenia/Explanations:

Hh – kwasowość hydrolityczna / hydrolytic acidity.

S – suma zasadowych kationów wymiennych – sum of exchangeable cations.

T – pojemność sorpcyjna / CEC.

Sorg – zawartość substancji organicznej / organic matter content.

CaCO₃ – zawartość węglanów / carbonates content.

(tab. 4) dla gleb o odczynie obojętnym oraz od 1,09 do 2,25 cmol(+)·kg⁻¹ dla gleb o odczynie słabo kwaśnym.

Badane gleby charakteryzowały się dużym zróżnicowaniem zawartości sumy zasadowych kationów wymiennych. Próby gleb pobrane z terenu podlegającego znacznemu wpływowi antropopresji wykazywały wartość w zakresie od 9,25 do 46,50 cmol(+)·kg⁻¹ (tab. 3), poza jedną (3,85 cmol(+)·kg⁻¹ – próba 11). Wierzchnie warstwy gleb z terenu uznanego za naturalny charakteryzowały się mniejszą zawartością sumy zasadowych kationów wymiennych, która mieściła się w przedziale między 6,60 a 19,70 cmol(+)·kg⁻¹ (tab. 4). Wartość oznaczona w jednej próbie odbiegała znacznie od wydzielonego przedziału i wynosiła 32,75 cmol(+)·kg⁻¹ (próba 7).

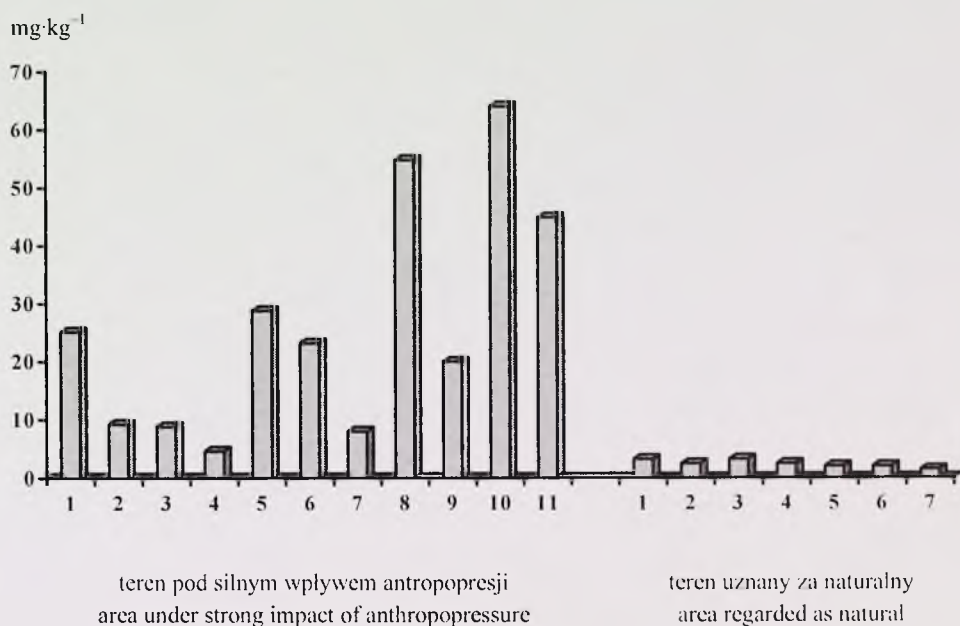
W okresie badawczym na obszarze zmienionym pod wpływem działalności człowieka zawartość substancji organicznej wahała się od 0,9 do 8,4% (tab. 3). Na obszarze uznanym za natu-

ralny zawartość substancji organicznej mieściła się w przedziale od 3,2 do 10,7% (tab. 4).

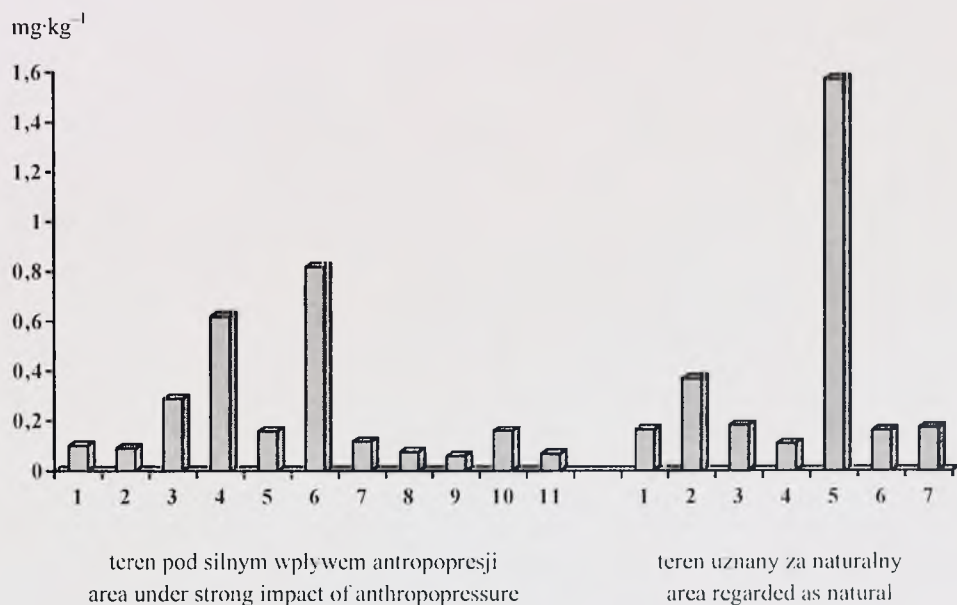
Wierzchnie warstwy gleb terenu podlegającego silnej antropopresji charakteryzowały się dużą zmiennością zawartości kadmu, którą można podzielić na dwa przedziały wartości. Pierwszy z przedziałów zawiera wartości od 4,6 do 9,2 mg·kg⁻¹, wartości w drugim przedziale mieszczą się między 20,0 a 64,0 mg·kg⁻¹ (rys. 1). Gleby terenu uznanego za naturalny cechowała mniejsza zawartość tego pierwiastka wahająca się od 1,4 do 3,2 mg·kg⁻¹ (rys. 1).

Zawartość kadmu w glebach znajdujących się pod silnym wpływem antropopresji kilkakrotnie przewyższała zawartość tego pierwiastka z terenu naturalnego.

Zawartość selenu w glebach antropogenicznie zmienionych przyjmowała zakres od 0,060 do 0,288 mg·kg⁻¹ (rys. 2). Wyjątek stanowiły dwie próby, charakteryzujące się większą zawartością tego pierwiastka (0,620 próba 4 i 0,818



RUSUNEK 1. Zawartość kadmu w glebach pod zróżnicowanym wpływem antropopresji
FIGURE 1. The Cadmium contents in soils under different impact of anthropopressure



RUSUNEK 2. Zawartość selenu w glebach pod zróżnicowanym wpływem antropopresji
FIGURE 2. The selenium contents in soils under different impact of anthropopressure

próba 6). Gleby obszaru uznanego za naturalny wyróżniała podobna rozpiętość wyników ($0,108\text{--}0,368\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, rys. 2). W przypadku jednej próby oznaczono zawartość znacznie odbiegającą od powyższego przedziału wartości ($1,57\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ próba 5).

Dyskusja

Badania zmian składu chemicznego gleb w zróżnicowanym antropogenicznie środowisku wykazały wysoce negatywny wpływ czynników antropogenicznych na zawartość kadmu i selenu w glebach.

Nagromadzenie kadmu w wierzchnich warstwach gleb niezależnie od regionu badań przewyższało literaturowe dane dotyczące naturalnych zawartości tego pierwiastka w glebach piaszczystych (Kabata-Pendias i in. 1993). Na terenie uznanym za naturalny mogło to być spowodowane stosowaniem nawozów sztucznych i obornika, które, jak podają liczni autorzy, zwiększają zawartość kadmu w glebach (za Kabatą-Pendias i Pendiasem 1999). Duże wartości nagromadzenia kadmu w glebach terenu podlegającego antropopresji są wynikiem negatywnego oddziaływania przemysłu. Oznaczone zawartości tego pierwiastka są zbliżone do danych podanych przez Terelaka i innych (1997), a także Pichtela i innych (2000). Mniejsze od uzyskanych w pracy zawartości kadmu, mieszczące się w przedziale $0,1\text{--}0,7\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, oznaczyła Niesiołbódzka (1998), badając gleby północno-wschodniej Polski.

Zawartości selenu oznaczone w glebach obu obszarów badawczych zawierają się w granicach wartości dla gleb

Polski $0,05\text{--}4,0\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i nie przekraczają zawartości dopuszczalnej określonej na poziomie $10,0\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Kabata-Pendias 1994). Analizowane gleby zawierają podobne ilości selenu do oznaczonych przez Borowską i innych (1994), Zabłockiego (1994). Mniejsze zawartości selenu uzyskali Borowska i Koper (1999) oraz Trafikowska i Kuczyńska (2000). Przytoczone dane literaturowe potwierdzają obawy małych zawartości tego pierwiastka w glebach, co stanowi zagrożenie dla zdrowia zwierząt karmionych paszą pochodzącą z takich gleb.

Podsumowanie

Na podstawie otrzymanych wyników można jednoznacznie stwierdzić niekorzystny wpływ antropogenizacji środowiska na skład chemiczny gleb.

Wskazane jest monitorowanie składu chemicznego gleb z rejonów wysoce zurbanizowanych i uprzemysłowionych, w celu uniknięcia poważnych skażeń toksycznymi metalami ciężkimi, przede wszystkim kadmem.

Konieczne jest zwiększenie ilości selenu w glebach, co może przyczynić się do ograniczenia niedoborów tego pierwiastka w roślinach, a tym samym w paszach produkowanych na tych terenach.

Literatura

- ANDRZEJAK R., JURGA M., SZYMAŃSKA A.M. 1998: Znaczenie selenu w medycynie i higienie pracy. *Medycyna Pracy* XLIX, 2: 75–83.
- BN-78/9180-11 Gleby i utwory mineralne. Podział na frakcje i grupy granulometryczne. Wydaw. ALFA, Warszawa.

- BOROWSKA K., KOPER J. 1999: Zmiany zawartości selenu ogółem i przyswajalnego dla roślin w glebie pod wpływem wieloletniego nawożenia organicznego. *Zeszyty Naukowe ATR Bydgoszcz* 220. *Rolnictwo* (44): 25–30.
- BOROWSKA K., MALCZYK P., KĘDZIA W. 1994: Zawartość selenu w glebach uprawnych i leśnych województwa bydgoskiego. Arsen i selen w środowisku – Problemy ekologiczne i metodyczne, PAN.
- CHEN T.B., WONG J.W.C., ZHOU H.Y., WONG M.H. 1997: Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environ. Pollution* 96, 1: 61–68.
- DUDKA S., SAJDAK G. 1992: Wstępna ocena zawartości niektórych metali śladowych w glebach województwa katowickiego. *Arch. Ochr. Środ.* 2: 125–134.
- DUDKA S., PIOTROWSKA M., TERELAK H. 1996: Transfer of cadmium, lead, and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: A field study. *Environ. Pollution* 94, 2: 181–188.
- KABATA-PENDIAS A. 1994: Biogeochemia arsenu i selenu. Arsen i selen w środowisku – Problemy ekologiczne i metodyczne. PAN.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1999: Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- KABATA-PENDIAS A., MOTOWICKA-TERELAK T., PIOTROWSKA M., TERELAK H., WITEK T. 1993: Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. Wydaw. IUNG, Puławy.
- KOZANECKA T., CZARNOWSKA K., KWA-SOWSKI W. 2000: Nagromadzenie metali ciężkich w glebach w otoczeniu stacji benzynowych w Warszawie. *Rocz. Glebozn.* 51, 1/2: 73–78.
- NIESIOBĘDZKA K. 1998: Metale ciężkie w aspekcie właściwości gleb w północno-wschodniej Polsce. *Chem. Inż. Ekol.* 5, 3: 223–234.
- OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI S., SZCZUBIALKA Z. 1991: Metody analiz i oceny właściwości gleb i roślin – katalog. Wydaw. IOŚ, Warszawa.
- PAZURKIEWICZ-KOCOT K., GALAS W., KITA A. 2000: Oddziaływanie selenu na akumulację potasu w roślinach. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 470: 466–471.
- PICHTEL J., KUROIWA K., SAWYERR H.T. 2000: Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. *Environ. Pollution* 110: 171–178.
- PIOTROWSKA M. 1997: Wpływ zanieczyszczenia gleb na zawartość kadmu w roślinach uprawnych. *Arch. Ochr. Środ.* 23, 3–4: 201–207.
- PIOTROWSKA M., TERELAK H. 1997: Kadm w glebach Polski. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 448b: 251–257.
- TERELAK H., STUCZYŃSKI T., MOTOWICKA-TERELAK T., PIOTROWSKA M. 1997: Zawartość Cd, Cu, Ni, Pb, Zn i S w glebach województwa katowickiego i Polski. *Arch. Ochr. Środ.* 23, 3–4: 167–180.
- TERELAK H., PIOTROWSKA M., MOTOWICKA-TERELAK T., STUCZYŃSKI T., BUDZYŃSKA K. 1995: Zawartość metali ciężkich i siarki w glebach użytków rolnych Polski oraz ich zanieczyszczenie tymi składnikami. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 418: 45–60.
- TRAFIKOWSKA U., KUCZYŃSKA I. 2000: Zawartość selenu w glebie pól uprawnych i łąk okolic Bydgoszczy. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 471: 567–572.
- ZABŁOCKI Z. 1994: Porównanie zawartości selenu w glebach, roślinach i odciekach drenarskich. Arsen i selen w środowisku – Problemy ekologiczne i metodyczne. PAN 44–49.
- ZACHARA B.A., SUJKOWSKA R., RYĆ K., PAWLAK H. 1996: Steżenie selenu w narządach osób zmarłych na zawał serca. VIII sympozjum „Mikroelementy w rolnictwie”. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 434.

Summary

Cadmium and selenium in soils under different impact of anthropopressure.

The aim of the presented paper was to determine content of Cd and Se in soils under different impact of anthropopressure. The cadmium and selenium contents were determined in 18 soil samples from southern and northeastern Poland. For cadmium determination in soil samples the GFAAS

technique was used and the HGAAS technique for selenium determination.

The Cd contents in soil samples from region under strong impact of anthropopressure were 4,6–64,0 mg·kg⁻¹. The Cd contents in soil samples from region regarded as natural were 1,4–3,2 mg·kg⁻¹.

The Se contents in soil samples from region under strong impact of anthropopressure were 0,060–0,818 mg·kg⁻¹. The Se contents in soil samples from region regarded as natural were 0,108–1,570 mg·kg⁻¹.

Authors' address:

Marcin J. Maluszyński, Elżbieta Biernacka
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Wpływ podłoża aluwiiów na morfologię koryta Wisły w rejonie Góry Kalwarii

Alluvial basement influence on the Vistula river channel morphology in the vicinity of Góra Kalwaria

Słowa kluczowe: koryto rzeczne, morfologia koryta, podłoże aluwiiów

Key words: river channel, channel morphology, alluvial basement

na przykład w Warszawie (Falkowski i Laskowski 1978, Falkowski i in. 1978, 1981, 1992, Falkowski 1999).

Cel i metodyka badań

Wprowadzenie

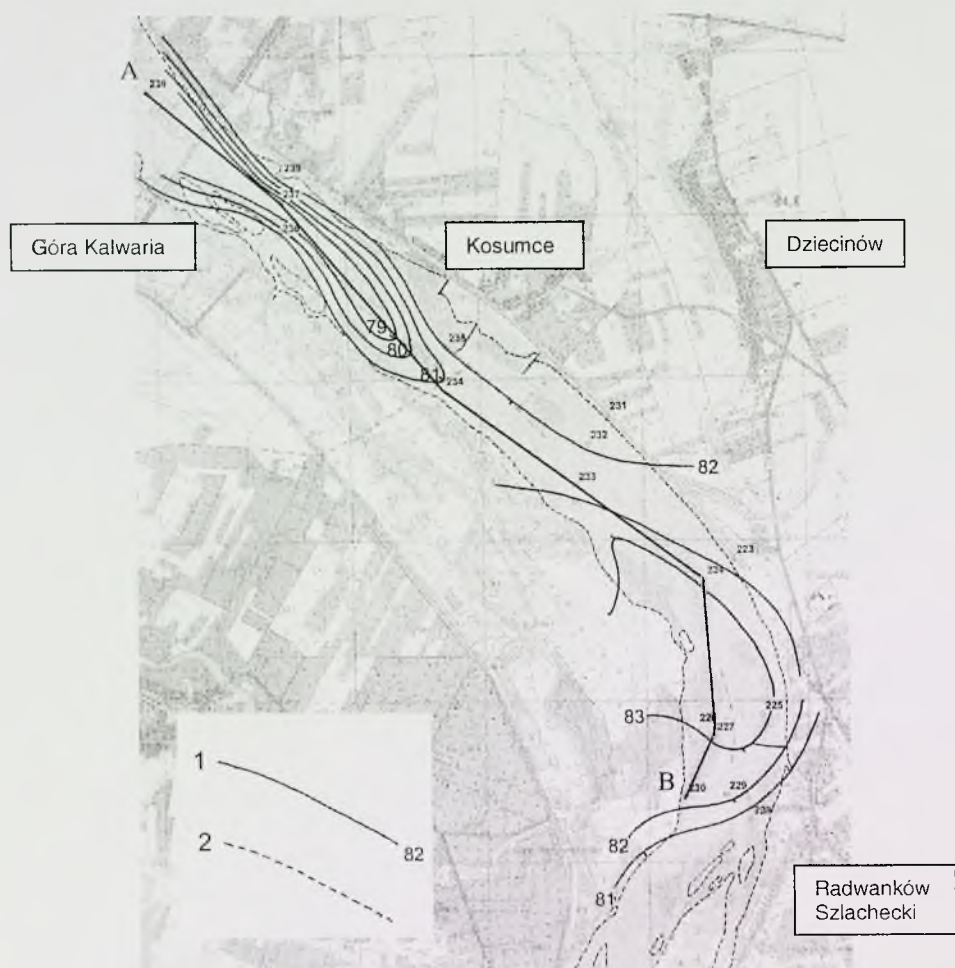
Wyniki badań wielu odcinków dolin rzecznych na obszarze Niżu Polskiego (Falkowski 1990) wskazują na występowanie w korycie stref kulminacji podłoża aluwiiów. Zbudowane są one z gruntów, charakteryzujących się większą odpornością na erozję niż wypełniające cokolwiek erozyjny doliny osady rzeczne. Obecność tego typu form w podłożu serii korytowych współczesnych rzek lub bezpośrednio w dnie koryta wpływa na stabilność jego układu pionowego i bezpieczeństwa urządzeń hydrotechnicznej zabudowy (np. Kuźniar 2000).

Występowanie długiej strefy kulminacji odpornego na erozję podłoża aluwiiów w dolinie Wisły opisywane było

Celem badań prowadzonych na odcinku koryta Wisły w okolicach Góry Kalwarii (będących fragmentem aktualnie realizowanego tematu – grant KBN nr 8 TO7G 020 21 było określenie:

- morfologii podłoża współczesnych aluwiiów,
- litologii utworów budujących powierzchnię stropu podłoża,
- litologii współczesnych aluwiiów facji korytowej,
- wpływu kulminacji podłoża aluwiiów na trwałość elementów morfologii koryta.

Celem badań jest także określenie morfologicznych cech powierzchni tarasowej, wskazujących na występowanie kulminacji odpornego na erozję podłoża aluwiiów.



RYSUNEK 1. Ukształtowanie stropu podłoża aluwiiów na badanym odcinku koryta Wisły: 1 – izolnie powierzchni stropu podłoża aluwiiów, 2 – granica koryta według mapy topograficznej aktualizowanej w 1991 roku, 226 – punkt dokumentacyjny, A–B – linia przekroju geologicznego

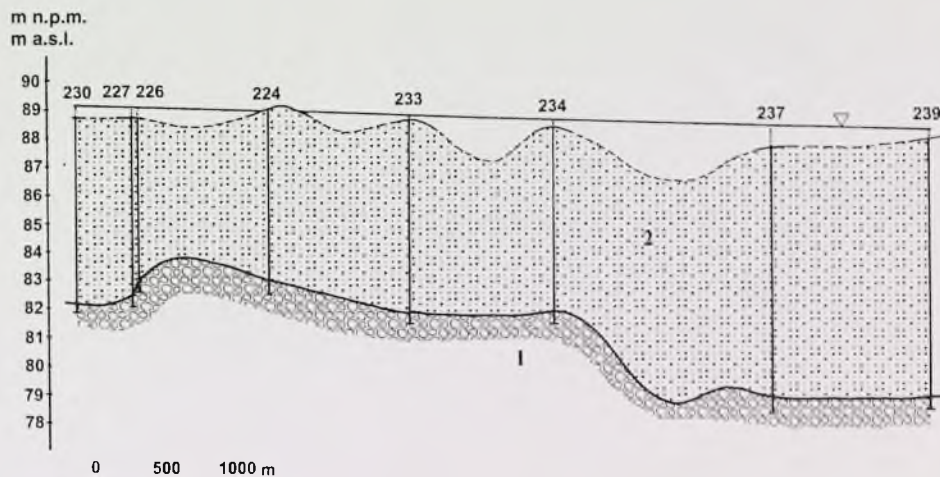
FIGURE 1. Configuration of the alluvial basement surface of the studied reach of the Vistula channel: 1 – isohypse of the alluvial basement surface, 2 – channel border (according to the base of map from 1991), 226 – documentation point, A–B – line of geological cross-section

W ramach tych prac przeprowadzono sondowania i wiercenia w korycie wraz z poborem prób osadów do badań laboratoryjnych. Na sześciokilometrowym odcinku koryta Wisły powyżej mostu drogowego w Górze Kalwarii wykonano

17 sond, o głębokości od 6,5 do 10,0 metrów (rys. 1, 2).

Przeprowadzono także analizę geomorfologiczną powierzchni tarasowej.

Na podstawie zdjęć lotniczych z lat 1991 i 1999 wykonano porównawczą analizę zmian morfologii koryta (rys. 3).



RYSUNEK 2. Schematyczny przekrój podłużny koryta Wisły na badanym odcinku: 1 – żwiry i otoczaki – bruk rezydualny, 2 – piaski i żwiry – współczesne aluwia facji korytowej Wisły
 FIGURE 2. Schematic geological cross-section (longitudinal) of the Vistula channel zone of studied reach: 1 – gravels and boulders – residual lag, 2 – sands and gravels of contemporary channel alluvia

Zarys geomorfologii doliny Wisły w rejonie Góry Kalwarii

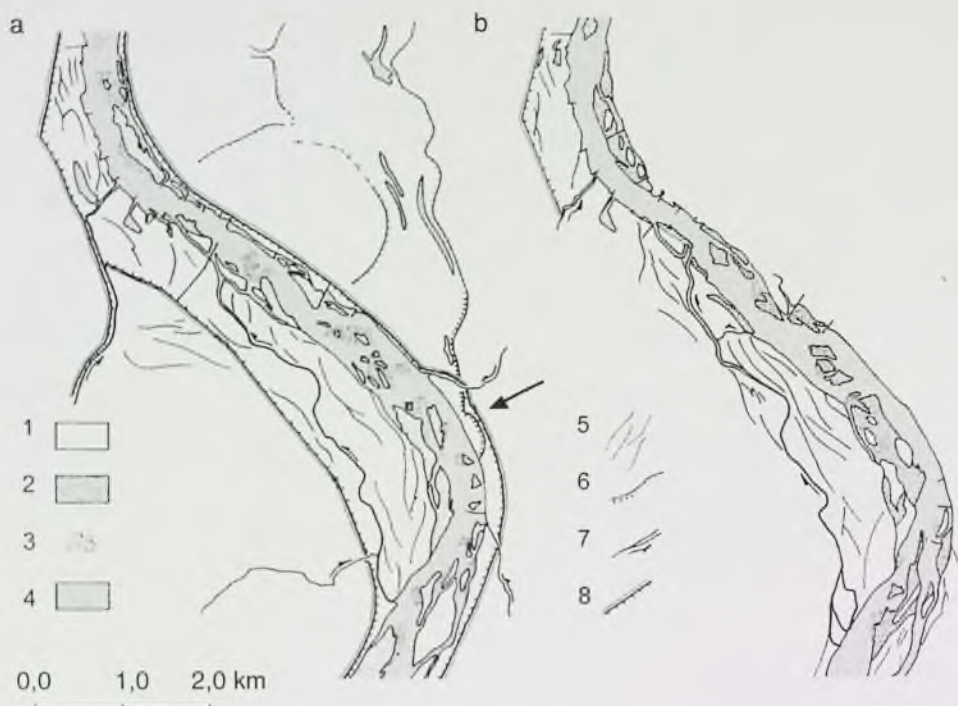
Dolina Wisły w rejonie Góry Kalwarii jest formą niesymetryczną. Po lewej stronie doliny współczesne koryto biegnie u podnóża zdenudowanej wysoczyzny morenowej, nazywanej przez Kondrackiego (2001) Równiną Warszawską. Z krawędzią tej formy kontaktuje się w rejonie Góry Kalwarii wąska strefa tarasu zalewowego.

Od wschodu z doliną Wisły graniczy, podobna morfologicznie do Równiny Warszawskiej, zdenudowana Wysoczyzna Garwolińska (Kondracki 2001).

W dolinie występuje strefa tarasów plejstoceńskich, składająca się z tarasów: otwockiego, falenickiego i praskiego (Sarnacka 1968, 1982). Stanowi ona stosunkowo szeroki ob-

szar, zbudowany z sedymentów rzeki roztokowej. Lokalnie na powierzchni tych form występują utwory eoliczne, maskujące granice między poszczególnymi tarasami, a także ich pierwotną morfologię (Sarnacka 1980, 1982, 1992, Baraniecka i Konecka-Betley 1987).

W obrębie tarasu niższego Wisły wydzielić można strefę utworzoną przez rzekę o meandrowym typie rozwinięcia koryta, z widocznymi wyraźnie na zdjęciach lotniczych śladami meandrowania (Falkowski 1971). Dziczenie rzeki w holocenie wywołane antropopresją zaznaczyło się wyprostowaniem łuków krzywizn koryta, jego wielokrotnym poszerzaniem i depozycją osadów facji korytowej w postaci wysp, mielizn, a także zasp piaszczystych na powierzchni tarasu holocenijskiego. W obrębie tarasu zalewowego Biernacki (1971) wyróżnił trzy tarasy: współczesny, czerński i kielpiński.



RYSUNEK 3. Szkice fotointerpretacyjne koryta Wisły na badanym odcinku na podstawie zdjęć lotniczych: a – z września 1991 roku, b – z września 1999 roku: 1 – powierzchnia tarasu współczesnego (rzeki roztokowej) i odsypy stabilizowane roślinnością, 2 – młode odsypy piaszczyste bez pokrywy roślinnej, 3 – większe odsypy pod powierzchnią wody (mielizny), 4 – woda, 5 – ślady koryt roztokowych na powierzchni tarasu współczesnego, 6 – krawędzie powstałe w wyniku erozji wód wezbraniowych, 7 – kierunek przepływu wody w ciekach i rynnach erozyjnych na powierzchni tarasu współczesnego, 8 – wały przeciwpowodziowe (strzałka wskazuje na krawędź erozyjną utworzoną przez wody wezbraniowe)

FIGURE 3. Geomorphologic outline of the Vistula channel – based on air-photographs: a – from September 1991, b – from September 1999: 1 – contemporary braided river terrace and channel bars, stabilised with plants, 2 – young channel bars without plant cover, 3 – shallows, 4 – water, 5 – traces braided channels, 6 – flood erosion ridges, 7 – direction of water courses in flows and erosional throughs on the contemporary terrace, 8 – flood bank (the arrow shows edge of high waters erosion)

Ewolucja rzeki w holocenie zaznaczyła się także zmianą litologii utworów wezbraniowych. Na osadach wezbraniowych rzeki meandrującej (charakteryzującej się względnie wyrównanym przepływem, zbliżonym do średniego rocznego) – madaach gliniastych, depozytowane są obecnie mady pylasto-piaszczyste (Myślińska i in. 1982). Szczegół-

ne nasilenie depozycji osadów piaszczystych tarasu współczesnego rzeki dzikiej przypada na okresy wezbrań.

Osady facji powodziowej rzeki meandrującej leżą hipsometrycznie niżej niż strop osadów rzeki dzikiej – roztokowej, tworzących powierzchnię tarasu współczesnego.

Uzyskane wyniki

Koryto Wisły na omawianym odcinku we wrześniu 1991 i 1999 roku charakteryzowało się obecnością dużej liczby mielizn i wysp (rys. 3). Występujące w korycie mielizny uformowane są z reguły w postaci wachlarzy, otwartych w kierunku spadku rzeki.

Większe odsypy i kępy są ustabilizowane roślinnością.

W morfologii mielizn i wysp widoczne są na zdjęciach lotniczych ślady aggradacji osadu kolejnych impulsów sedymentacyjnych, w postaci piaszczystych płatów o soczewkowatych kształtach. Ich powierzchnie są nachylone pod niewielkim kątem w kierunku biegu rzeki.

Szerokość koryta Wisły na rozpatrywanym odcinku jest zmienna i wynosi około 800 m w górnej części, w rejonie miejscowości Radwanków Szlachecki (469,0–471,0 km), 600 m w części środkowej (471,0–474,0 km rzeki) oraz 400 m w rejonie miasta Góra Kalwaria (474,0–478,0 km) – rysunek 3.

Analiza zdjęć lotniczych wykonanych we wrześniu 1991 i 1999 roku wykazała występowanie w górnej części badanego odcinka trwałych elementów morfologii koryta w postaci dużych odsypów brzegowych. Ich powstanie nie zostało wywołane oddziaływaniem budowli hydrotechnicznej zabudowy koryta. Te makroformy sedymentacyjne w niewielkim stopniu uległy przemodelowaniu.

Nieco poniżej strefy ich występowania, w prawym brzegu u podnóża wału przeciwpowodziowego, pomiędzy Radwankowem, Dziecinowem i Kon-

sumcami, znajduje się wyraźna wnęka erozyjna, będąca początkiem rynny erozyjnej przepływów wezbraniowych, ciągnącej się na północ na obszarze zawala. Jej obecność świadczy o utrwalonej tendencji do koncentrowania się głównego nurtu Wisły w tej strefie w czasie trwania wysokich stanów pod prawym brzegiem koryta. Rozwój erozji w tym miejscu zagraża drodze Radwanków-Dziecinów.

W środkowej części analizowanego odcinka koryta (pomiędzy 473 a 474 kilometrem) występują niewielkie mielizny.

Dolna część rozpatrywanego odcinka (475,0–478,0 km) charakteryzuje się dość stabilną morfologią, czego przyczyną jest działanie budowli regulacyjnych. Sztuczne zwężenie strefy korytowej nadało temu odcinkowi koryta charakter tranzytowy.

We współczesnych osadach facji korytovej na badanym odcinku dominują piaski średnie ze żwirem (rys. 2).

W ich podłożu stwierdzono występowanie rezydualnych bruków, powstałych z rozmycia gruboziarnistych osadów fluwioglacjalnych oraz glin zwałowych.

Powierzchnia tych osadów tworzy kulminację w górnej części analizowanego odcinka, w rejonie miejscowości Radwanków Szlachecki, osiągając rzędną ponad 83 m n.p.m. W dół biegu koryta strop podłoża aluwiiów obniża się, tworząc w rejonie Góry Kalwarii rynnę, której dno leży na rzędnej około 79 m n.p.m (rys. 1).

Występowanie tej formy ogranicza zwiększanie głębokości przeróbki koryta w czasie trwania wysokich stanów.

Podsumowanie i wnioski

Porównanie wyników analizy geomorfologicznej odcinka koryta w okolicach Góry Kalwarii oraz obserwacji dotyczących budowy geologicznej strefy korytowej pozwalają stwierdzić, że:

1. Odcinek koryta powyżej Góry Kalwarii jest strefą występowania kulminacji podłoża aluwiiów, którą w strefie przypowierzchniowej budują rezydualne bruki, powstałe z rozmycia gruboziarnistych osadów fluwioglacjalnych i glin zwałowych.
2. Występowanie kulminacji trudno-rozmywalnego podłoża aluwiiów w górnej części badanego odcinka jest przyczyną trwałości położenia większych form sedymentacyjnych (odsypów).
3. Kulminacja podłoża aluwiiów powoduje koncentrację erozji wód wezbraniowych we wschodniej części strefy korytowej (świadczą o tym ślady przepływów wezbraniowych, znajdujące się pomiędzy Radwankowem, Dziecinowem i Konsumcami, a także wyraźna wnęka erozyjna w powierzchni tarasu współczesnego, której dalszy rozwój powoduje zagrożenie drogi Radwanków-Dziecinów).

W praktyce hydrotechnicznej jednym z kryteriów wyznaczania przebiegu regulowanego koryta są zależności geometryczne w nawiązaniu do średnich przepływów. Przykładem może tu być zasada konstrukcji bikłotoidy (Wierzbicki 1963). Bliskie naturze kształtowanie dolin rzecznych (Wierzbicki 1991, Żelazo 1993, Zbikowski i Żelazo 1993) wymaga wykorzystywania w zamierzeniach hydrotechnicznych naturalnych

elementów stabilizujących koryto oraz znajomości położenia stref wrażliwych na zmianę głębokości przeróbki koryta. Występowanie kulminacji gruntów o większej odporności na erozję powinno być zatem uwzględniane w projektach zagospodarowania dolin oraz w kształtowaniu i renaturyzacji koryt.

Literatura

- BARANIECKA M.D., KONECKA-BETLEJ K. 1987: Fluvial sediments of the Vistulian nad Holocene in Warsaw Basin. *Geograph. Stud.* 4.
- BIERNACKI Z. 1971: Holocenne i późnopleistocenne aluwia Wisły w rejonie Warszawy. *Konf. „Holocenna paleogeografia dolin rzek dorzecza Wisły”*. Komitet Badań Czwartorzędu PAN.
- FALKOWSKI E. 1971: Historia i prognoza rozwoju układu koryta wybranych odcinków rzek nizinnych Polski. *Biuletyn Geologiczny* 12.
- FALKOWSKI E. 1990: Morphogenetic classification of river valleys developing in formerly glaciated areas for needs of mathematical and physical modeling in hydrotechnical projects. *Geographia Polonica* 58: 55–67.
- FALKOWSKI T. 1999: Geologiczne warunki naturalnej stabilizacji pionowego układu koryta Wisły w Warszawie. *Przegląd Naukowy Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska*, 17: 129–135.
- FALKOWSKI E., ŁASKOWSKI K. 1978: Sprawozdanie z realizacji tematu „Wpływ erozji i sedymentacji w korycie Wisły na odcinku od ujścia Pilicy do ujścia Narwi na morfologię stropu gruntów trudno-rozmywalnych (w aspekcie poboru kruszywa)”.
FALKOWSKI E., KRAUŻLIS K., BUSZKO A., CZARNECKI M., GRANACKI W., KARABON J., LEWINSKA A. 1981: Studium geologiczne Wisły Środkowej na odcinku ujście Pilicy – Buraków oraz Odry w rejonie ujścia Warty. Sprawozdanie z badań zrealizowanych w ramach zadania na rok 1981 PR.07.11.02.

- FALKOWSKI E., KRAUŻLIŚ K., GRANACKI W., FALKOWSKI T., BIEGANOWSKI R. 1992: Mapa stropu gruntów trudnorozmywalnych wraz z ich litologią w korycie Wisły. Zakład Badań Geologicznych dla Budownictwa, Warszawa.
- KONDRACKI J. 2001: Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- KUŹNIAR P. 2000: Typowe procesy hydrodynamiczne Wisły Środkowej. Materiały VII Seminarium IZWiBW. Oficyna Wydawnicza PW, Warszawa.
- MYŚLIŃSKA E., HOFFMAN E., KULESZA-WIEWIÓRA K. 1982: Zróżnicowanie litologiczne mac w wybranych odcinkach doliny Wisły. *Przegląd Geologiczny* 9.
- SARNACKA Z. 1968: Szczegółowa mapa geologiczna Polski w skali 1:50 000. Arkusz Osieck. Instytut Geologiczny. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- Sarnacka Z. 1980: Szczegółowa mapa geologiczna Polski w skali 1:50 000. Arkusz Magnuszew. Instytut Geologiczny. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- SARNACKA Z. 1982: Stratygrafia i charakterystyka litologiczna osadów czwartorzędowych rejonu doliny Wisły na południe od Warszawy. *Biuletyn Instytutu Geologicznego* 337: 143–198.
- SARNACKA Z. 1992: Stratygrafia osadów czwartorzędowych Warszawy i okolic. Prace PIG nr 108.
- WIERZBIcki J. 1963: Elementy układu poziomego rzeki w świetle analizy hydrologiczno-morfologicznej doliny i dorzecza dla potrzeb projektowania tras regulacyjnych. Materiały Sympozjum w Kazimierzu Dolnym.
- WIERZBIcki J. 1991: Regulacja rzek nizinnych a ochrona środowiska. *Gospodarka Wodna* 1(505): 2–9.
- ŻBIKOWSKI A., ŻELAZO J. 1993: Ochrona środowiska w budownictwie wodnym. Materiały informacyjne. Min. OSZNiL, Warszawa.
- ŻELAZO J. 1993: Współczesne poglądy na regulację małych rzek nizinnych [w:] Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych rzek Polski (red.) L. Tomiałojć. Wydawnictwo Instytutu Ochrony Przyrody PAN, Kraków.

Summary

Alluvial basement influence on the Vistula river channel morphology in the vicinity of Góra Kalwaria. The investigations, carried out in the Vistula river valley near Góra Kalwaria (Vistula middle course) were focused on the estimation of connections between alluvial basement position and contemporary channel stability. The culmination of basement was discovered in the upper part of the studied reach. It is generally composed of fluvioglacial deposits, covered by coarse-grained residuum – residual lag. The occurrence of this culmination has an effect on the position of the main channel during high water states, as well as lateral erosion and stability of channel depositional forms.

Authors' address:

Tomasz Falkowski, Hanna Złotoszewska-Niedziałek
Szkola Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Geoinżynierii
02-776 Warszawa, Nowoursynowska 159
Poland

Zmiana warunków hydrodynamicznych w rejonie występowania form dennych rzeki nizinnej

Changes in hydrodynamics within the region of lowland river dunes

Słowa kluczowe: formy dennie, rzeka nizinna, naprężenia styczne, prędkość dynamiczna, współczynnik oporu

Key words: dunes, lowland river, shear stresses, shear velocity, resistance coefficient

Wprowadzenie

Jednym z ważniejszych elementów w budowie dna koryta rzeki nizinnej o dnie piaszczystym są utwory dennie zwane formami dennymi. Ich kluczowa rola uzasadniona jest poprzez rozmiary geometryczne, usytuowanie oraz wpływ na warunki hydrauliczne przepływu, głównie na opory ruchu i szorstkość (Allen 1971, Bogardi 1978, Ashley 1990). Formy dennie rzeki nizinnej były lub są tematem prac wielu badaczy (Allen 1971, Graf 1971, Bogardi 1978, Przedwojski 1978, Dąbkowski i in. 1982, Radecki-Pawlik 2002), a szczególne zainteresowanie nimi nasiliło się w ostatnich latach, ponieważ utwory te, występujące w korytach rzek uregulowanych przysparzają podczas stanów niskich problemy nawigacyjne. Problemy takie

występują na rzece Ren, poniżej zapory w Iffezheim zbudowanej w kilometrze 334+00 (Golz 1990, Carling i in. 2000). Formy dennie rzeki mają wielkość zmienną od kilkudziesięciu metrów (wydmy) do kilku centymetrów (zmarszczki). Zbudowane są przeważnie z drobnych ziaren w korytach rzek nizinnych (Allen 1971) oraz z ziaren grubszych w korytach rzek żwirowych (Radecki-Pawlik 2002). Formy dennie spotykamy najczęściej na dnie rzek wędrujących, anastomozujących i warkoczowatych (roztokowych). Powstawanie form dennych zależy od intensywności transportowanego materiału dennego oraz prędkości płynącej wody. Celem niniejszego artykułu jest przedstawienie wartości naprężeń stycznych występujących w strefie przydennej rzeki, w obszarze, w którym powstają formy dennie rzeki nizinnej. Pracę zrealizowano w ramach wspólnych badań autora z Institute of Freshwater Ecology w Ambleside w Wielkiej Brytanii oraz Niemieckiego Instytutu Hydrologicznego (BFG – Bundesanstalt für Gewässerkunde) w Kolonii.

Opis obiektu badań

Badania przeprowadzono w przekrojach rzeki Ren poniżej Moguncji i zapory Iffezheim w kilometrze 334+00 w rejonie miasta Niederwalluf (rys. 1). Zarówno dno rzeki, jak i jej brzegi nie wykazują tendencji do szczególnej aggradacji lub erozji (Gölz 1994). Źródłem piasku, który w rzece Ren w okolicach Niederwalluf tworzy formy denne, jest erozja części dna położonego około 10 kilometrów powyżej przekroju pomiarowego oraz materiał wyerodowany ze zboczy otaczających rzekę (Carling i in. 2000). Erozja dna na tym odcinku jest pochodną specyficznej budowy geologicznej, a w szczególności nagromadzenia materiałów czwartorzędowych

na krótkim odcinku ciek. Piasek tworzący wydmy w przekroju Niederwalluf dostarczany jest przez rzeki Neckar i Main. Na odcinku górnego Renu, poniżej zapory Iffezheim, formy denne przemieszczają się z prędkością około 40 metrów na dzień. W miejscach zalamania się spadku dna i zmniejszenia prędkości średniej wody, prędkość piaszkowych form dennych po dnie Renu ulega zwolnieniu do kilku metrów na dzień. Powoduje to powstawanie olbrzymich form dennych między kilometrem 495+00 (Moguncja) i kilometrem 508+00 (Bingen). Tak duża akumulacja materiału dennego powoduje spłylenie koryta rzeki, co w konsekwencji uniemożliwia ruch statków i barek.



RYSUNEK 1. Rejon badań
FIGURE 1. Research region

W Renie można wyróżnić dwie formy wydmy: dwuwymiarowe, długości do kilku metrów i wysokości do kilkunastu centymetrów, oraz trójwymiarowe, długości do kilkudziesięciu metrów i wysokości do kilkudziesięciu centymetrów. W rejonie badań wydmy w większości są dwuwymiarowe z relatywnie prostą i łagodnie zaokrąglającą się linią grzbietową. Generalnie układają się równolegle do kierunku przepływu wody. Część wydmy to formacje trójwymiarowe z zaokrąglonymi punktami szczytowymi w kierunku przepływu głównego lub lokalnego (Allen 1971).

Metodyka badań

Podczas pomiarów terenowych korzystano z pomocy statków rzecznych, na których pokładzie umieszczono młynki hydrometryczne. W rejonie wybranych wydmy wykonywano pomiary rozkładu prędkości w warstwie przydennej. Pomiary te miały na celu wychwycenie różnic w rozkładach prędkości nad charakterystycznymi punktami wydmy, takimi jak: punkt wierzchołkowy wydmy, punkt najniższy od strony zaprawdowej wydmy, punkt środkowy i punkty pośrednie na grzbiecie odprądowym wydmy, a także punkt początkowy wydmy. Pomiary prędkości wykonano za pomocą zespołu młynków hydrometrycznych, umieszczonych na wspólnej szynie pomiarowej w odległości co 2 cm. Tego typu precyzyjne badania były możliwe dzięki zastosowaniu małych wirników ($d = 1,5$ cm), a także przyrządów do pomiarów prędkości firmy Hell-OTT.

Stosując metodę opisaną przez Gordon i innnych (1992) i Bergerona i Abrahamasa (1992) obliczono naprężenia

styczne na dno cieku z profili prędkości, w wyznaczonych przekrojach pomiarowych. Według Gordon i innnych (1992) prędkość dynamiczną obliczyć można w założeniu logarytmicznego rozkładu prędkości w pionie. Naprężenia styczne obliczono na podstawie prędkości dynamicznej z przekształconej zależności:

$$V^* = (\tau_{kr} / \rho)^{1/2} \text{ [m} \cdot \text{s}^{-1}]$$

gdzie:

V^* – prędkość dynamiczna [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]

τ_{kr} – naprężenia styczne [$\text{N} \cdot \text{m}^{-2}$],

ρ – gęstość objętościowa wody [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$].

Naprężenia styczne charakteryzują opory przepływu. Opory ruchu dla prostoliniowego odcinka koryta można odnieść do szorstkości brzegów (f') oraz oporów dna (f''). Całkowity współczynnik oporów, według Einsteina i Barbarossy, będzie wtedy równy (Gładki 1976): $f = f' + f''$. W niniejszej pracy współczynnik oporu obliczono z wzoru Colebrooka-White'a:

$$\frac{1}{\sqrt{f}} = -2 \log \left(\frac{k_s}{3,71d_{50}} + \frac{2,51}{\text{Re}\sqrt{f}} \right)$$

gdzie:

f – współczynnik oporów [–],

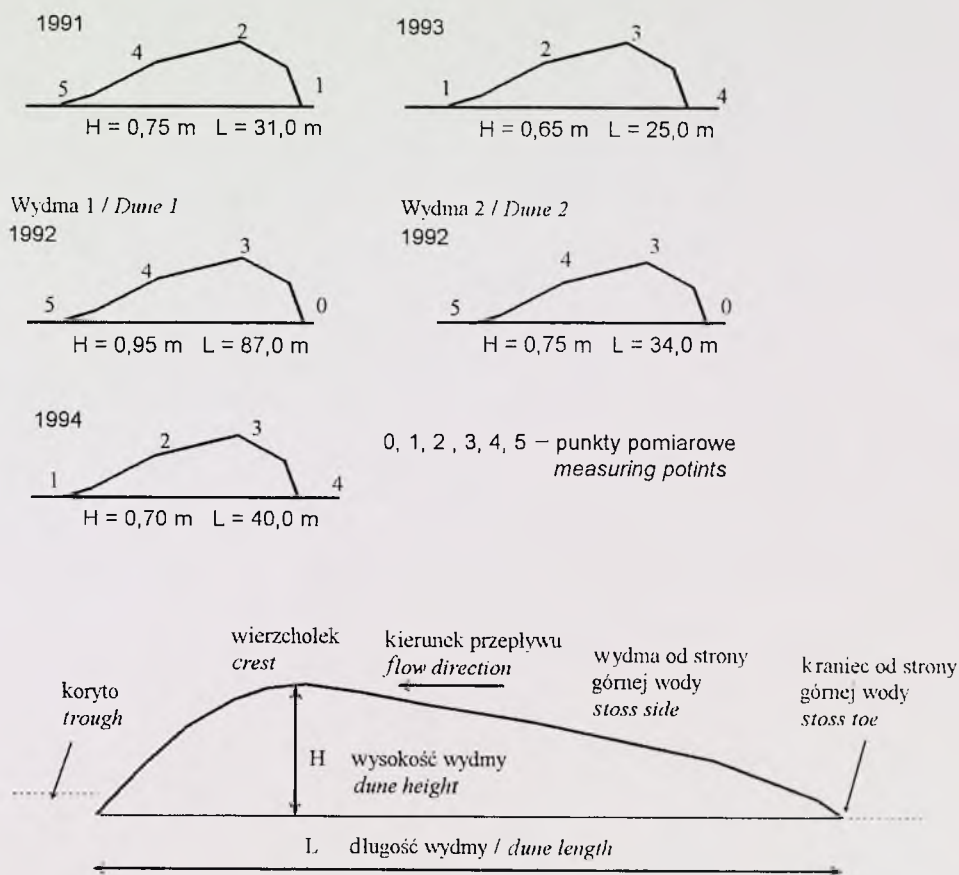
k_s – chropowatość absolutna [mm],

Re – liczba Reynoldsa,

d_{50} – średnica rumowiska [mm].

Wyniki badań

Pomiary prędkości wykonano we wszystkich charakterystycznych punktach wydmy (rys. 2). Stwierdzono, że zwiększenie prędkości o $0,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ lub zmniejszenie o $0,4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ w stosunku



RYSUNEK 2. Schematy wydmy w rejonie badań wraz z punktami pomiarowymi
FIGURE 2. The graphs of dunes within the research region with the measurement points

do stanu aktualnego wpływa na widoczne zmiany w nadbudowywaniu lub rozmywaniu wydmy. Na rysunku 2 przedstawiono schematy pięciu wydmy i charakterystyczne punkty, w których wykonano pomiary prędkości. Wyniki pomiarów i obliczeń dla czytelności interpretacji rezultatów przedstawiono tabelarycznie (tab. 1). Równolegle, w tabeli 2, przedstawiono stany wody w rejonie pomiarów w dniach pomiarów.

Obliczone na podstawie rozkładu prędkości przy dnie wartości prędkości

dynamicznej (v^*) i naprężeń stycznych (τ) wynosiły odpowiednio:

- dla wydmy pierwszej 1,73–9,23 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ i 0,29–8,53 $\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$,
- dla wydmy drugiej 4,78–17,67 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ i 2,3–31,2 $\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$,
- dla wydmy trzeciej 4,57–22,19 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ i 2,1–14,5 $\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$,
- dla wydmy czwartej 1,57–10,73 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ i 0,25–11,5 $\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$,
- dla wydmy piątej 5,66–10,68 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ i 3,2–11,4 $\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$.

TABELA 1. Wyniki pomiarów i obliczeń hydraulicznych – rzeka Ren. przekrój Niederwalluf
TABLE 1. Results of hydraulic measurements and calculations – the Rhine River in Niederwalluf

Numer wydmy i punktu Dune and point number	Data pomiaru Measurement date	Liczba Froude'a (Fr) Froude number	Prędkość ścinająca (V^*) Shear velocity [$\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$]	Liczba Reynoldsa (Re) Reynolds number	Napężenie styczne (τ) Shear stress [$\text{N} \cdot \text{m}^{-2}$]	Współczynnik oporu (f) Flow resistance coefficient
1/1	9-14.08.1991	0,04	1,73	78200	0,29	0,04685
1/2	9-14.08.1991	0,19	9,23	287710	8,53	0,08919
1/4	9-14.08.1991	0,14	5,44	233716	2,96	0,05054
1/5	9-14.08.1991	0,13	4,45	233366	2,16	0,03760
1/0	5-14.05.1992	0,10	6,45	335473	4,10	0,03832
1/3	5-14.05.1992	0,20	12,86	460538	16,40	0,07989
		0,20	16,76	392693	28,00	0,18800
1/4	5-14.05.1992	0,20	17,67	416401	31,20	0,1855
		0,20	15,69	370116	24,60	0,1852
1/5	5-14.05.1992	0,20	9,77	440670	9,50	0,0510
		0,20	4,78	387309	2,30	0,0159
2/0	5-14.05.1992	0,11	4,57	249331	2,10	0,0347
2/3	5-14.05.1992	0,20	11,54	420941	14,50	0,0747
		0,20	22,19	497930	13,30	0,1993
2/4	5-14.05.1992	0,20	6,95	340888	4,80	0,0414
		0,23	11,77	336438	13,80	0,1241
2/5	5-14.05.1992	0,10	7,39	307325	5,50	0,0593
		0,11	9,14	289490	8,40	0,1020
1/1	7-14.09.1993	0,18	6,13	391089	3,76	0,0250
		0,15	6,18	294988	1,02	0,0114
1/2	7-14.09.1993	0,20	6,93	440094	4,81	0,0255
		0,19	6,02	364388	3,63	0,0268
1/3	7-14.09.1993	0,17	8,11	338073	6,60	0,0566
		0,22	10,73	419091	11,50	0,0644
1/4	7-14.09.1993	0,06	1,57	141255	0,25	0,0128
		0,11	3,74	220623	1,40	0,0282
1/1	1-4.01.1994	0,17	7,25	546434	5,27	0,0197
		0,18	8,49	559594	7,22	0,0258
1/2	1-4.01.1994	0,21	8,83	611157	7,81	0,0231
		0,21	10,68	612000	11,40	0,0336
1/3	1-4.01.1994	0,22	7,98	620893	6,3	0,0182
		0,18	5,66	503680	3,2	0,0139
1/4	1-4.01.1994	0,18	7,23	549514	5,2	0,0192

TABELA 2. Stan i temperatura wody w Renie w okolicach Maguncji podczas pomiarów
TABLE 2. Water level and temperature of the Rhine River near Mainz for given survey dates

Data pomiarów Date of survey	Stan wody / Water stage [m]	Temperatura wody Water temperature [°C]
27–28 maj / May 1991	2,46	14,8
10–12 wrzesień / September 1991	1,55	20–22
5–14 maj / May 1992	3,21–3,12	14,8–17
3 grudzień / December 1992	4,78–4,88	6
24–27 maj / May 1993	2,78–2,50	21–22
7–16 wrzesień / September 1993	2,82–3,31	18–19,7
21 grudzień / December 1993	5,39	7
4, 17–18 styczeń / January 1994	5,32–4,04	6
24–27 maj / May 1994	4,73–4,58	16–17
21–24 listopad / November 1994	2,64–2,54	12
7 czerwiec / June 1995	5,0	16

Dyskusja i wnioski

Na podstawie analizy wyników zebranych w tabelach 1 i 2 można zauważyć, że w warunkach stanów niskich naprężenia styczne osiągają maksimum w okolicach szczytu każdej z wydmy. Miało to miejsce podczas pomiarów w 1991 roku, kiedy to przy stanach najniższych z obserwowanych (tab. 2) wartości naprężeń nad punktem szczytowym wydmy wyniosły $\tau = 8,53 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$, kilkakrotnie przewyższając wartości naprężeń ponad innymi punktami charakterystycznymi wydmy. Podobna sytuacja miała miejsce podczas kampanii pomiarowej w 1993 roku. W takich warunkach przepływu wydmy reńskie zachowywały się jak klasyczne wydmy piaskowe opisane m.in. przez Allena (1971). Jednakże charakterystyczną cechą wydmy reńskich jest stopniowe zwiększanie się naprężeń stycznych ponad stroną odprądową wydmy (od strony dolnej wody) wraz ze zwiększaniem się stanu wody. I tak, przy stopniowo zwiększającym się stanie wody (tab. 2) od 2,8 do 3,21 m maksymalne wartości τ przesuwają się z nad szczytu

wydmy nad stronę grzbietową wydmy, aby dla napelnienia $h = 5,32 \text{ m}$ osiągnąć wartość maksymalną $\tau = 11,40 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$, będąc większymi od wartości z punktu szczytowego o blisko 100%. Dla tej samej wartości napelnienia wartości naprężeń stycznych przy stopie wydmy od strony odprądowej ($\tau = 7,22 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$) są również nieznacznie większe w porównaniu z tymi nad szczytem wydmy ($\tau = 6,30 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$). Na tej podstawie wysunięto wniosek, że podczas dużych stanów wody wysokie wartości naprężeń stycznych, przy jednoczesnym małym dopływie rumoszu, są wystarczające do powstrzymania wzrostu wydmy i inicjacji procesu ich rozmywania (średnica d_{50} piasku budującego wydmy jest średnio w granicach 0,81–0,96 mm). Wartość naprężeń stycznych mierzona ponad płaskim żwirowo-piaskowym dnem wynosiła średnio $0,29 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$. Wartość ta nie jest wystarczająca, aby spowodować powstawanie wydmy. Relatywna wysokość wydmy – stosunek jej wysokości (H) do głębokości wody (h), – H/h wynosiła średnio 0,33, co zgodnie z pomiarami rozkładu prędkości ponad szczytem wydmy daje wartość naprężeń

stycznych wynoszącą średnio $8,5 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$. Rumowisko wleczone w tych warunkach jest w stanie ciągłego transportu na wysokości szczytu wydmy, ale jest bardzo słabo przemieszczane w krańcach wydmy. W konsekwencji wydmy robią się coraz dłuższe i bardziej płaskie

Chropowatość absolutna (k_s) była określona zarówno ponad płaskim dnem piaskowo-żwirowym, jak i ponad szczytem wydmy, gdzie jej wartość wyniosła odpowiednio: $k_s = 9,51 \text{ cm}$ i $k_s = 53 \text{ cm}$. Druga z wartości $k_s = 53 \text{ cm}$ odpowiada średniej wysokości dużej wydmy zaobserwowanej na Renie. W tym samym czasie wartość współczynnika szorstkości Manninga (n) kształtowała się w granicach $n = 0,0290\text{--}0,0257$, co odpowiadało średnicy materiału z dna rzeki $d_{50} = 2\text{--}4 \text{ mm}$. Wartość tego współczynnika jest charakterystyczna dla dna piaskowo-żwirowego.

Na podstawie przeprowadzonych obserwacji można wysunąć następujące wnioski:

1. Podczas stanów niskich wody nad punktem szczytowym wydmy występują największe wartości naprężeń stycznych. U podnóża wydmy, a także wzdłuż jej grzbietu od strony dolnej wody naprężenia te wyraźnie maleją. W konsekwencji, gdy dostawa rumowiska dennego jest niewielka wydmy stają się w tych warunkach coraz dłuższe i coraz bardziej płaskie.
2. Podczas stanów wysokich wody wartości naprężeń stycznych, przy jednoczesnym małym dopływie rumoszu, są wystarczające do powstrzymania wzrostu wydmy i inicjacji procesu ich rozmywania. Proces ten rozpoczyna się w rejonie środkowym grzbietu wydmy od

strony odprądowej. W tym miejscu naprężenia styczne mają wartość największą.

3. Wartość obliczonego współczynnika szorstkości $n = 0,0290\text{--}0,0257$ jest charakterystyczna dla dna piaskowo-żwirowego, które występuje w rejonie pomiarów. Wielkość chropowatości absolutna $k_s = 53 \text{ cm}$ odpowiada średniej wysokości dużej wydmy zaobserwowanej na Renie.

Podziękowania

Autor pracy pragnie podziękować za pomoc w znalezieniu funduszy na badania prowadzone za granicą prof. Tadeuszowi Bednarczykowi, dr hab. Alicji Michalik, prof. Paulowi Carlingowi i prof. Emilowi Gólzowi, a także fundacji TEMPUS w Warszawie, British Council w Warszawie oraz Niemieckiemu Instytutowi Hydrologii w Koblencku.

Literatura

- ALLEN J.R.L. 1971. Physical process of sedimentation. GA&U Ltd, London. (tłumaczenie polskie J. Muller 1977, PAN, Biblioteka Problemów).
- ASHLEY G. 1990: Classification of large-scale subaqueous bedforms: a new look at the old problem. *J. Sedim. Petrol.* 60: 160–172.
- BERGERON N.E., ABRAHAMS A.D. 1992: Estimating shear velocity and roughness length from velocity profiles. *Water Resources Research*, seria 28, 8: 2155–2158.
- BOGARDI J. 1978: Sediment transport in alluvial streams. Akademia Kiado, Budapeszt.
- CARLING P.A., GÖLZ E., ORR H.G., RADECKI-PAWLIK A. 2000: The morphodynamics of fluvial sand dunes in the River Rhine near Mainz, Germany. I. Sedimentology and morphology. *Sedimentology* 47: 227–252.

- DĄBKOWSKI L.S., SKIBIŃSKI J., ŻBIKOWSKI A. 1982: Hydrauliczne podstawy projektów wodnomelioracyjnych. PWRiL, Warszawa.
- GLĄDKI H. 1976: Opory i prędkość przepływu w korytach rzek górskich na przykładzie karpackich dopływów Wisły. Zesz. Nauk. AR, seria Rozprawy, Kraków.
- GÖLZ E. 1990: Suspended sediment and bed-load problems of the Upper Rhine. *Catena* 17: 127–140.
- GORDON D.N., McMAHON T.A., FINLAYSON B.L. 1992: Stream Hydrology. An Introduction for Ecologists. Wiley and Sons, London.
- GRAF W. H. 1971: Hydraulics of Sediment Transport. McGraw-Hill, London.
- PRZEDWOJSKI B. 1998: Morfologia rzek i prognozowanie procesów rzecznych. AR Poznań.
- RADECKI-PAWLIK A. 2002: Wybrane zagadnienia kształtowania się form korytowych potoku górskiego i form dennych rzeki nizinnej. Zesz. Nauk. AR, Kraków, seria Rozprawy.

Summary

Changes in hydrodynamics within the region of lowland river dunes. The paper presents an extremely important problem of lowland river sand dunes and the influence on the riverbed morphology such hydraulics parameters as velocity of running water, shear velocity, shear stresses and resistant coefficient. The sand dunes are typical features for lowland river sand beds. The studies on them undertaken on the Rhine River in Germany (the river reach situated in Niderwalluf) are very important from two points of view: scientific – as dunes are the part of morphology of river bed fluvial system and practice – as dunes very often are the obstacles for river navigation (such a situation had a place on the Rhine). The work was done with thanks to cooperation with scientists from Great Britain (prof. Paul Carling) and Germany (prof. Emil Goelz) who were the heads of the whole project.

Author's address:

Artur Radecki-Pawlik
Akademia Rolnicza w Krakowie
Katedra Inżynierii Wodnej
30-059 Kraków, al. Mickiewicza 24/28,
Poland
e-mail: rmradeck@cyf-kr.edu.pl

Stężenie tlenku węgla w rejonie Ursynowa w 2001 i 2002 roku

Carbon monoxide concentration in Ursynów in 2001 and 2002

Słowa kluczowe: atmosfera, tlenek węgla

Key words: atmosphere, carbon monoxide

Wprowadzenie

Tlenek węgla CO (czad) jest gazem bezbarwnym, bezwonny, trudno rozpuszczalnym w wodzie, rozpuszczalnym w alkoholu, utlenia się do dwutlenku węgla. Powszechnie znaną cechą CO jest jego toksyczność, groźna dla ludzi i zwierząt jedynie w pomieszczeniach zamkniętych. Na otwartej przestrzeni CO łatwo ulega rozproszeniu w atmosferze, gdyż jest lżejszy od powietrza. Dlatego jego oddziaływanie na środowisko jest nieznaczne, zwłaszcza, że szybko utlenia się do dwutlenku węgla (CO_2). Mimo to CO zaliczany jest do najgroźniejszych zanieczyszczeń gazowych powietrza (Łykowski 1999).

Tlenek węgla powstaje w wyniku niecałkowitego spalania węgla lub paliw węglowodorowych (gaz ziemny, benzyna). Źródłami emisji są więc zarówno liczne zakłady przemysłowe, jak

i środki transportu z silnikami spalinyowymi i paleniska domowe. W pomieszczeniach zamkniętych największy udział w emisji CO ma palenie tytoniu. Spalanie paliw stanowi 50% emisji CO, silniki spalinowe pojazdów i innych urządzeń – 28%, spalanie odpadów 20%. W dużych miastach i na obszarach uprzemysłowionych CO uczestniczy wraz z tlenkami azotu i węglowodorami w powstawaniu smogu fotochemicznego.

Pierwsze, lekkie objawy zatrucia u człowieka występują przy stężeniu CO w powietrzu wynoszącym około 5–12 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ po kilku godzinach działania (Carbon Monoxide Headquarter, 2003). Do 2002 roku dopuszczalna norma 30-minutowa stężenia wynosiła 20 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, w okresie doby 5 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, rocznie 2 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Na terenach chronionych wskaźniki te były mniej więcej o 50% niższe (Rozporządzenie MOŚZNiL, 1998). Podczas intensywnego ruchu ulicznego stężenie CO może dochodzić do 40 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, a wewnątrz pojazdów mechanicznych do 110 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. W Rozporządzeniu Ministra Środowiska z 6 czerwca 2002 roku wprowadzono jako

normę dopuszczalną ze względu na ochronę zdrowia ludzi, stężenie 8h wynoszące $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, obliczane jako średnia krocząca z wartości 1h.

Material i metoda

Stężenie CO na stacji Ursynów-SGGW jest rejestrowane w sposób ciągły od 1.02.2001 roku za pomocą analizatora MLU-300 firmy API. Zasada działania analizatora oparta jest na zjawisku absorpcji promieniowania podczerwonego o fali długości $4,7 \mu\text{m}$ przez tlenek węgla. Specjalny układ optyczny powoduje, że długość drogi promienia w komorze pomiarowej wynosi 16 m, co pozwala na osiągnięcie dużej dokładności pomiaru. Wyniki pomiarów stężeń 10-minutowych przekazywane są do komputerowego układu gromadzenia danych. Stężenia 30-minutowe gromadzone są w pamięci analizatora. Zamieszczone w pracy wartości stężenia maksymalnego dotyczą więc okresu 10 minut. Jednostką pomiarową jest ppm ($1 \text{ ppm} = 1,25 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$). Analizator zaopatrzone jest w wewnętrzny system kontroli kalibracji. Zestaw pomiarowy posiada atest USA, Unii Europejskiej i Polski.

W opracowaniu uwzględniono dane pomiarowe ze stacji meteorologicznej w Ursynowie (SGGW), położonej w południowej, peryferyjnej części Warszawy, w odległości 9 km od centrum miasta. Do charakterystyki stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego tlenkiem węgla użyte zostały podstawowe wskaźniki statystyczne (wartości średnie, maksymalne, odchylenie standardowe), jak też normatywne

parametry zanieczyszczeń powietrza CO według standardów Unii Europejskiej (stężenie maksymalne 8h, liczba wartości maksimum $8\text{h} > 5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, stężenie średnie roczne i in.).

W ustawie Prawo ochrony środowiska wprowadzono nowe zapisy i definicje, jak:

- margines tolerancji – procent przekraczania stężenia dopuszczalnego, obowiązujący przejściowo i redukowany corocznie do osiągnięcia wartości dopuszczalnej,
- górny próg oszacowania – poziom stężenia dopuszczalnego, poniżej którego jest możliwe stosowanie do oceny jakości powietrza pomiarów i modelowania matematycznego,
- dolny próg oszacowania – poziom stężenia dopuszczalnego, poniżej którego jest możliwe samodzielne stosowanie modelowania matematycznego lub metod szacowania.

Należy też zaznaczyć, że rozporządzenia dotyczące norm zanieczyszczeń są stosunkowo często zmieniane, zwłaszcza w odniesieniu do dopuszczalnych poziomów stężenia niektórych substancji w powietrzu, poziomów alarmowych oraz marginesów tolerancji dla dopuszczalnych poziomów (Pyta i Klejnowski 2002).

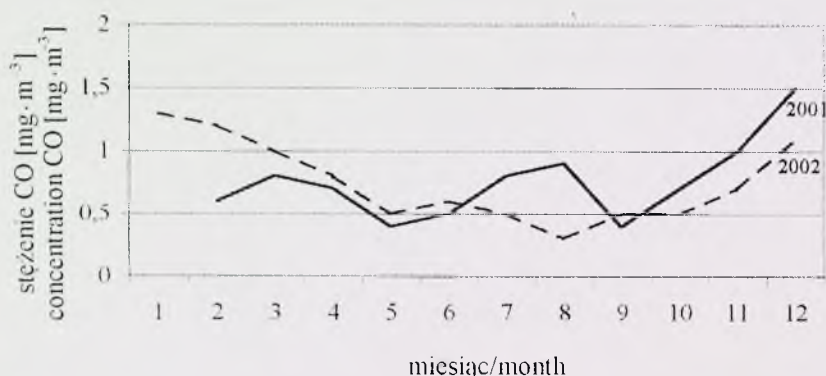
Wyniki

W tabeli 1 i na rysunku 1 przedstawione zostały średnie miesięczne i maksymalne 10-minutowe stężenia CO w badanym okresie. W przebiegu rocznym największe wartości stężenia CO występują w półroczu chłodnym (sezon grzewczy), a najmniejsze w miesiącach

TABELA 1. Średnie maksymalne miesięczne wartości stężenia tlenku węgla (ppm). Ursynów-SGGW, 2001, 2002

TABLE 1. Monthly means and maximum of carbon monoxide concentration (ppm), Ursynów-WAU, 2001, 2002

Rok/year	2001											
Miesiąc Month	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Średnie miesięczne Monthly means		0,6	0,8	0,7	0,4	0,5	0,8	0,9	0,4	0,7	1	1,5
Maksimum Maximum		2,7	3	4	1,7	3	2,4	3,1	2,5	3,2	4,9	3,6
	2002											
Średnie miesięczne Monthly means	1,3	1,2	1	0,8	0,5	0,6	0,5	0,3	0,5	0,5	0,7	1,1
Maksimum Maximum	3,8	3,8	4,2	3,6	2,4	2,1	2,3	3,1	3,7	6,3	6,6	5



RYСУNEK 1. Przebieg roczny stężenia CO na podstawie wartości średnich miesięcznych. Ursynów-SGGW, 2001, 2002

FIGURE 1. Annual course of carbon monoxide concentration, Ursynów-WAU, 2001, 2002

półroczu letniego. Jedyny wyjątek stanowi okres na przełomie lipca i sierpnia 2001 roku, gdy średnie miesięczne wartości stężenia CO wzrastają do $0,9 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$. W tym samym okresie 2002 roku stężenie CO jest najniższe w omawianym dwuleciu. Biorąc pod uwagę fakt, że zestaw pomiarowy był cechowany w lipcu i wrześniu przez serwis

firmowy MLU, nie można mieć wątpliwości co do wiarygodności danych. Wyjaśnieniem omawianego zjawiska może być więc tylko czynnik lokalny: w okresie letnim 2001 roku trwały intensywne prace budowlano-montażowe budynków kolejnych wydziałów SGGW (pracowały agregaty i maszyny budowlane, napędzane silnikami spalinowymi).

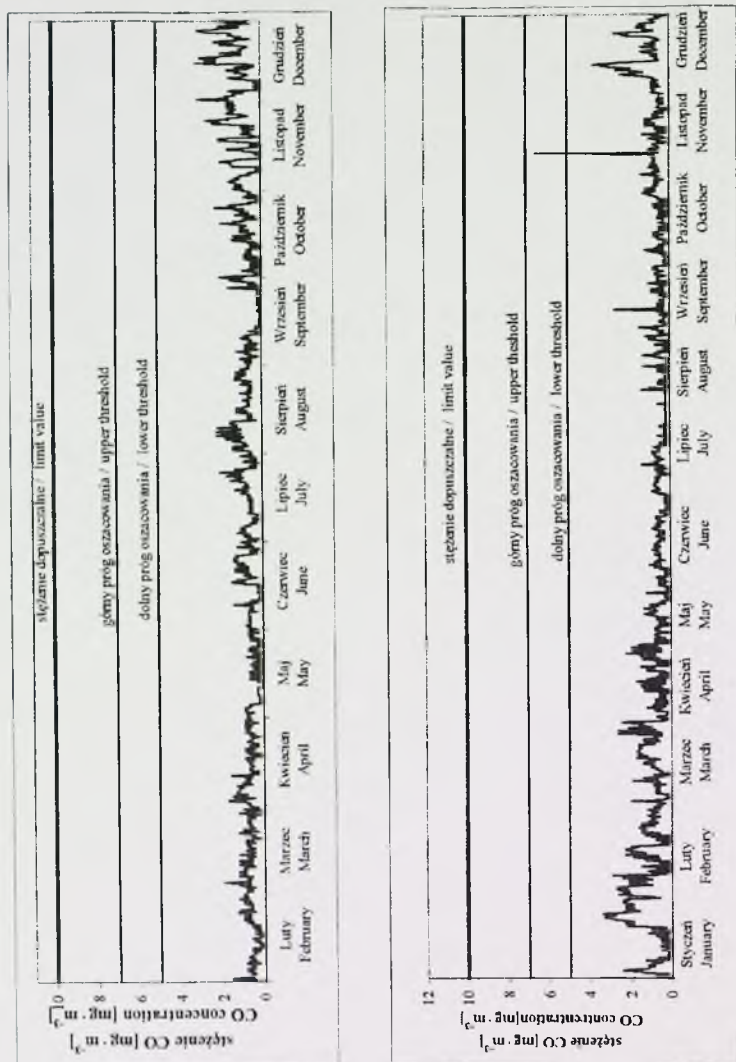
TABELA 2. Normatywne parametry serii pomiarów stężenia CO. Ursynów-SGGW 2001, 2002
TABLE 2. Air quality standards of carbon

Charakterystyki Characteristics	Rok/Year 2001	Rok/Year 2001
Maksimum 8h [mg/m^3] Maximum 8h [mg/m^3]	3,2	6,5
Stężenia maksymalne 24h Maximum of 24h concentrations	2,2	2,8
Odchylenie standardowe stężeń 24h w roku Standard deviation of 24h concentrations in the year	0,35	0,46
Liczba wartości średnich 8h > 5 Number of results with 8h means > 5	0	2
Liczba wartości średnich 8h > 7 Number of results with 8h means > 7	0	0
Liczba wartości średnich 8h > 10 Number of results with 8h means > 10	0	0
Percentyl 98 dla wartości 24h [mg/m^3] Percentile 98 from 24h concentration [mg/m^3]	1,8	2,2
Stężenie średnie roczne [mg/m^3] Annual mean concentration [mg/m^3]	0,7	0,8
Liczba poprawnych wyników Number of correct results	78%	82%

Najważniejsze charakterystyki statystyczne stężenia CO zawiera tabela 2. Średnie roczne stężenie CO w rozważanych latach stanowi 40% wartości dopuszczalnej, najwyższe stężenie dobowe stanowi 44% wartości dopuszczalnej w okresie doby, a maksymalne stężenie 8h stanowi 65% wartości dopuszczalnej.

Zmienność względna średnich dobowych wartości CO jest w obu latach jednakowa: w 2001 roku odchylenie standardowe wynosi $0,35 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (odchylenie względne 50%), a w 2002 roku $0,40 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (odchylenie względne 50%). Jak wynika z przebiegu wykresu na rysunku 2, jedynie jesienią 2002 roku wystąpiły duże wartości wskaźnika normatywnego stężenia 8h, a w listopadzie ma miejsce nawet znaczne przekroczenie dolnego progu oszacowania.

Na rysunku 3 przedstawione zostały rozkłady częstości średniego dobowego stężenia CO w miesiącach zimowych (XII, I, II 2001/2002 roku) i letnich (VI, VII, VIII 2002 roku). W obydwu rozważanych okresach występuje wyraźnie skośny rozkład częstości. W miesiącach zimowych najczęściej występują wartości stężenia CO w przedziale $0,4\text{--}0,8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ i zaznacza się dość wyraźnie zmniejszenie liczebności w przedziale poniżej $0,4 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. W miesiącach letnich występują wyraźnie mniejsze wartości stężenia CO, a największa częstość ma miejsce w przedziale stężenia CO $0,1\text{--}0,4 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Na histogramie dla miesięcy letnich występują pewne nieregularności rozkładu (przedział $0,3\text{--}0,4$) w porównaniu z rozkładem częstości w miesiącach zimowych. Można



RYSUNEK 2. Średnie 8-godzinne stężenia tlenku węgla [$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$], Ursynów-SGGW, 2001, 2002

FIGURE 2. The 8-hour carbon monoxide concentrations [$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$], Ursynów-WAU, 2001, 2002

przypuszczać, że oddziałują na to zjawisko dwie przyczyny, a mianowicie: zwiększona konwekcja i turbulencja powietrza latem oraz oddziaływanie lokalnych źródeł emisji (prace budowlane). Za znacznym oddziaływaniem

warunków meteorologicznych na kształtowanie się stężenia CO przemawia to, że CO jest lżejszy od powietrza i łatwo ulega rozproszeniu oraz w okresie dnia utlenia się do CO_2 . Dlatego podjęte próby określenia typowego dobowego

przebiegu stężenia CO nie dały rezultatu. Obserwuje się jedynie pewne podwyższenie stężenia CO w godzinach wieczornych i nocnych, gdy jest zmniejszona turbulencja i nie występują reakcje fotochemiczne utleniania się CO do CO₂.

Podsumowanie

W promieniu 4 km od stacji Ursynów-SGGW nie występują większe zakłady przemysłowe emitujące tlenek węgla. Stężenie tego gazu w rejonie Ursynowa jest więc uwarunkowane głównie transportem samochodowym i pracą maszyn budowlanych (okresowo) oraz tłowym zanieczyszczeniem powietrza.

Średnie dobowe, miesięczne i roczne wartości podstawowych wskaźników zanieczyszczenia powietrza tlenkiem węgla w Ursynowie stanowią 40–56% wartości dopuszczalnych. Jedynie jesienią 2002 roku wystąpiły duże wartości normatywnego wskaźnika – stężenia 8h, przekraczające w listopadzie poziom dolnego progu oszacowania.

W przebiegu rocznym największe wartości stężenia CO występują zimą (największa średnia dobową 2,8 mg·m⁻³), a najniższe latem (najwyższa średnia dobową 0,9 mg·m⁻³).

W przebiegu dobowym wyraźnie zaznacza się jedynie pewne podwyższenie stężenia CO w godzinach wieczornych i nocnych.

Rozkład częstości dobowych wartości stężenia CO ma charakter skośny zarówno w okresie zimy, jak i latem. Największa częstość w obu okresach występuje w przedziałach najniższych stężeń CO.

Literatura

- Carbon Monoxide Headquarters 2003: <http://www.headquarters.com>
- Lykowski B. (red.) 1999: Podstawy klimatologii stosowanej. Działy wybrane. Wydaw. SGGW, Warszawa.
- DzU 62/2001, poz. 627. Prawo ochrony środowiska, dz. II Ochrona powietrza.
- Pyta H., Klejnowski K. 2002: Porównanie sposobu normowania stężenia zanieczyszczeń powietrza w przepisach krajowych i dyrektywach UE. *Ochrona Powietrza i Problemy odpadów*, 36, 4.
- Rozporządzenie MOSZNiL w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu z 28.04.1998 r.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu z dnia 6 czerwca 2002 r.: <http://www.mos.gov.pl>

Summary

Carbon monoxide concentration in Ursynów in 2001 and 2002. Measurement carbon monoxide (CO) concentration was done in Ursynów-WAU since February 2001. The primary sources of CO in Ursynów are motor vehicles and local emission. The annual and 24h mean concentrations CO in 2001, 2002 accounted for 40–56% of air quality standards. The 8-hour carbon monoxide concentration exceeds lower threshold evaluation in November 2002.

Authors' address:

Bonifacy Lykowski, Wiesława Przewoźniczek
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Związek między stężeniem dwutlenku siarki a kierunkiem i prędkością wiatru na stacji Ursynów-SGGW w latach 1997–2002

The relationship between sulphur dioxide concentration and wind direction and wind velocity in Ursynów-WAU in the years 1997–2002

Słowa kluczowe: zanieczyszczenia powietrza, dwutlenek siarki, wiatr

Key words: airpollution, sulphur dioxide, wind

Wprowadzenie

Przemieszczanie się substancji w atmosferze zachodzi wraz z masami powietrza oraz związane jest z różnego rodzaju ruchami występującymi w powietrzu. Są to przede wszystkim:

- wiatr, czyli poziomy ruch powietrza, opisywany przez prędkość i kierunek,
- konwekcja, czyli ruchy wstępujące i zstępujące mas powietrza,
- turbulencja, czyli zawirowania występujące przy przepływie powietrza wskutek jego lepkości, tarcia o powierzchnię Ziemi, nierównomiernego rozkładu temperatury i ciśnienia,
- dyfuzja, czyli przenikanie cząstek substancji w masę powietrza wskutek ich ruchów kinetycznych (Siuta, Rejman-Czajkowska 1980).

Najistotniejszym czynnikiem z punktu widzenia rozprzestrzeniania zanieczyszczeń powietrza jest wiatr. Prędkość przenoszenia zanieczyszczeń i jego zasięg zależą od prędkości i kierunku wiatru. Kierunek i prędkość napływu mas powietrza może posłużyć do określenia, które źródła emisji występujące w rozpatrywanym rejonie wpływają na wielkość emisji w danym punkcie oraz rodzaju przeważającej emisji (napływowa czy lokalna). Badania dotyczące zależności między wielkością stężeń dwutlenku siarki a prędkością wiatru wykazały, że w rejonach miejsko-przemysłowych często notowane są dwa maksima stężenia dwutlenku siarki przy różnych prędkościach wiatru. Pierwsze maksimum notowane jest przy ciszy i słabych wiatrach i jest wynikiem emisji zanieczyszczeń ze źródeł lokalnych.

drugie zaś maksimum występuje przy prędkości wiatru $4,0\text{--}6,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ i jest powodowane przez napływ dwutlenku siarki ze źródeł emisji położonych dalej od punktu pomiarowego (Kasina 1981).

Material i metoda

W badaniach wykorzystano wartości średnie 10-minutowe kierunku i prędkości wiatru na wysokości 22 m n.p.g. oraz stężenia dwutlenku siarki na wysokości 11 m n.p.g. z 4 głównych terminów pomiarowych (1^{00} , 7^{00} , 13^{00} , 19^{00} CSE) za okres od I X 1997 roku do 31 XII 2002 roku. Stężenie dwutlenku siarki podano w ppb, natomiast wartości dopuszczalne podawane są w $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Wartość przelicznika tych jednostek (z ppb na $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) zależna jest od wartości ciśnienia atmosferycznego i temperatury powietrza: przy ciśnieniu atmosferycznym normalnym (1013, 25 hPa) i temperaturze powietrza 0°C przelicznik wynosi 2,858, przy temperaturze zaś powietrza 20°C – 2,663 (MLU, 2000).

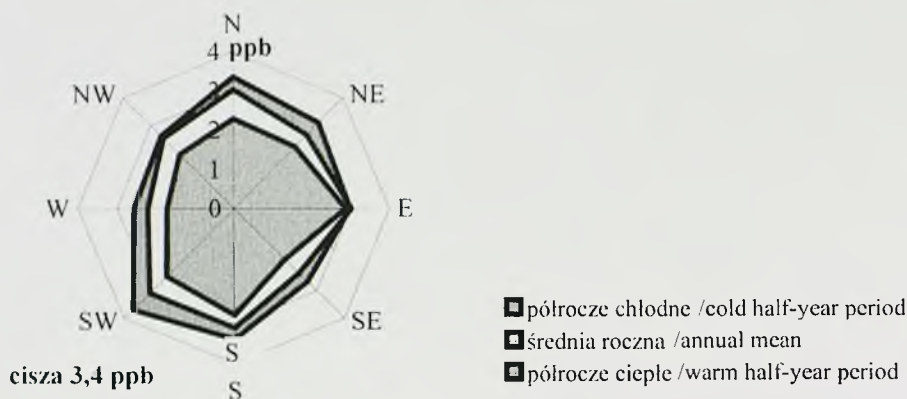
Na podstawie powyższych danych sporządzono tzw. zanieczyszczeniowe róże wiatrów w wybranych terminach pomiarowych (01^{00} , 07^{00} , 13^{00} , 19^{00} CSE) dla półroczy chłodnych i ciepłych (ze względu na sezonowość stężenia dwutlenku siarki). W tym celu każdej chwilowej wartości kierunku wiatru przypisano odpowiadającą mu chwilową wartość stężenia dwutlenku siarki i obliczono średnie stężenie tego gazu dla 8-kierunkowej róży wiatrów. Na podstawie średnich wartości stężenia dwutlenku siarki w każdym półroczu

obliczono średnie dla 5-letniego okresu badań.

Obliczono również średnie wartości stężenia dwutlenku siarki w wybranych terminach pomiarowych na poszczególnych kierunkach 8-kierunkowej róży wiatrów w 3 przedziałach prędkości wiatru: ($0,1\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ – $2,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), ($2,1\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ – $5,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), ($> 5,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) oraz przy ciszy. Granica $5\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ została przyjęta na podstawie klasyfikacji prędkości wiatru według Parczewskiego (1977).

Wyniki badań

Największe średnie roczne wartości stężenia dwutlenku siarki notowano przy napływie mas powietrza z kierunku S, SW (3,1 ppb) oraz N i E (3,0 ppb), natomiast najmniejsze w sektorze W (2,2 ppb) (rys. 1). W półroczu ciepłym maksimum stężenia dwutlenku siarki zanotowano przy napływie mas powietrza z kierunku E (2,9 ppb), minimum zaś w sektorze W (1,7 ppb), natomiast w półroczu chłodnym największe średnie stężenie dwutlenku siarki zaobserwowano przy napływie mas powietrza z kierunku SW (3,7 ppb), a najmniejsze z sektora W-NW (2,6 ppb). Przy ciszy średnie roczne stężenie dwutlenku siarki wynosi 3,4 ppb. Analizując zanieczyszczeniowe róże wiatrów dla półrocza ciepłego, obserwuje się większe wartości stężenia dwutlenku siarki w sektorach N, E, S, a mniejsze w sektorach SE, SW i W, natomiast w półroczu chłodnym mniejsze stężenie dwutlenku siarki notowane było przy napływie mas powietrza z kierunku NE, E i SE oraz W, a większe stężenia w sektorach S, SW i N.



RYSUNEK 1. Zanieczyszczeniowa róża wiatrów dla SO_2 (ppb) w okresie od X 1997 roku do XII 2002 roku, Ursynów-SGGW

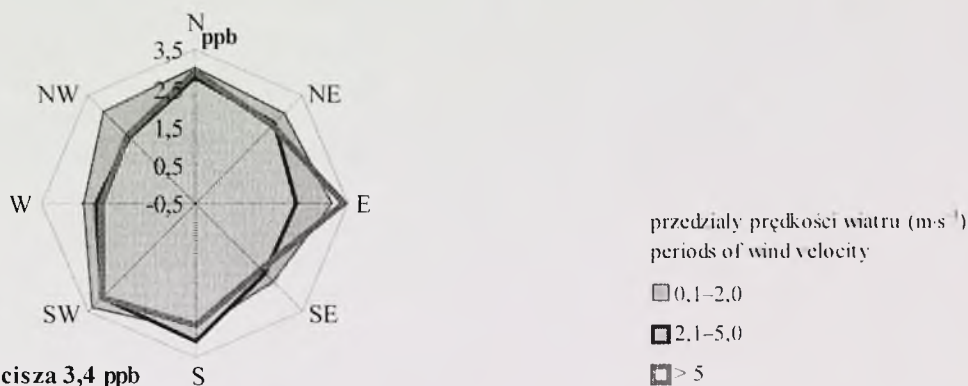
FIGURE 1. Wind rose of SO_2 pollution (ppb) since October 1997 to December 2002, Ursynów WAU

Z powyższego wynika, że zarówno w półroczu chłodnym, jak i ciepłym mniejsze stężenia dwutlenku siarki następuje przy napływie mas powietrza z sektora W i SE, natomiast większe – przy napływie mas powietrza z sektora N i S. Ponadto średnie wartości stężenia dwutlenku siarki przy wiatrach wiejących ze wschodu w obu półroczach są zbliżone: 3,0 ppb w półroczu chłodnym i 2,9 ppb w półroczu ciepłym.

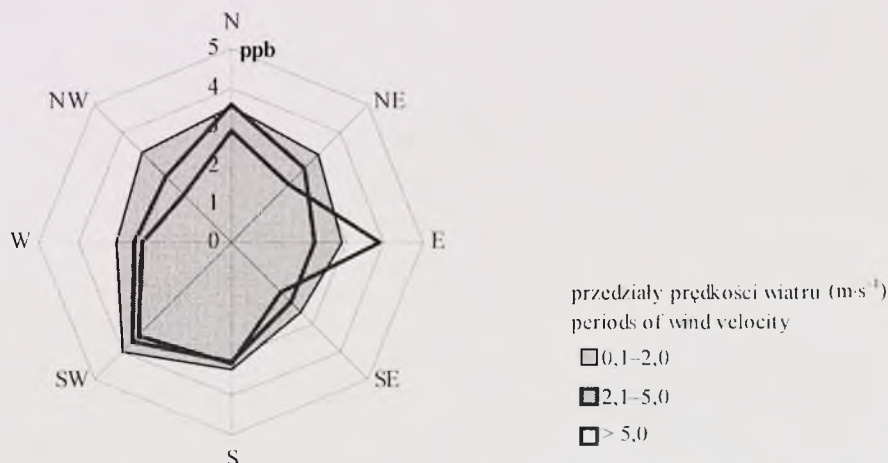
W zależności od prędkości wiatru średnie roczne stężenie dwutlenku siarki (rys. 2.) jest największe przy ciszy oraz słabych wiatrach (w przedziale prędkości $0,1\text{--}2,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) z wyjątkiem sytuacji, gdy masy powietrza napływają z kierunku E i S. Średnie wartości stężenia dwutlenku siarki dla przedziałów prędkości ($2,1\text{--}5,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) i ($> 5,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) są zbliżone, poza sytuacją gdy masy powietrza napływają z sektora E oraz S. Przy napływie mas powietrza z kierunku wschodniego największe stężenie dwutlenku siarki zaznacza się przy prędkości wiatru powyżej $5,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, co

może świadczyć o przewadze emisji napływowej nad lokalną. Natomiast największe średnie roczne stężenie dwutlenku siarki z kierunku południowego występuje przy prędkości wiatru w przedziale ($2,1\text{--}5,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$).

Przy uwzględnieniu podziału rozpatrywanego okresu pomiarowego na półrocza, w półroczu chłodnym (rys. 3) największe stężenia dwutlenku siarki obserwowane były przy ciszy i słabych wiatrach ($0,1\text{--}2,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) poza kierunkiem E – tu największe stężenia notowano przy silnych wiatrach ($> 5,0\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). W pozostałych przedziałach prędkości wiatru w sektorze E obserwowany jest spadek stężenia dwutlenku siarki. Niezależnie od prędkości wiatru przy napływie mas powietrza z kierunków N i S notowany jest wzrost stężenia dwutlenku siarki, natomiast przy napływie mas powietrza z kierunków W i SE spadek stężenia rozpatrywanego gazu. W półroczu ciepłym (rys. 4) obserwuje się większe wartości stężenia dwutlenku siarki w sektorze E i N w każdym prze-



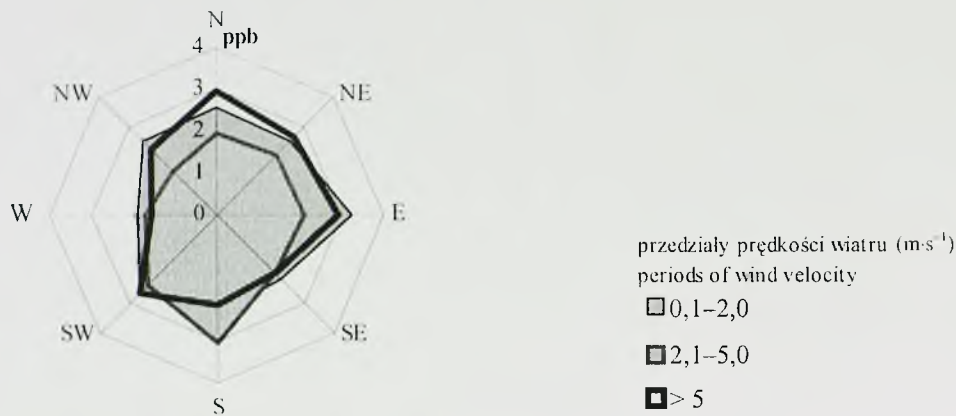
RYSUNEK 2. Zanieczyszczeniowa róża wiatrów dla SO_2 (ppb) od X 1997 roku do XII 2002 roku w 3 przedziałach prędkości wiatru. Ursynów-SGGW
FIGURE 2. Wind rose of SO_2 pollution (ppb) in the periods wind speed since October 1997 to December 2002, Ursynów-WAU



RYSUNEK 3. Zanieczyszczeniowa róża wiatrów dla SO_2 (ppb) w półroczu chłodnym w okresie od X 1997 roku do XII 2002 roku. Ursynów-SGGW
FIGURE 3. Wind rose of SO_2 pollution (ppb) in cold half-year period since October 1997 to December 2002, Ursynów-WAU

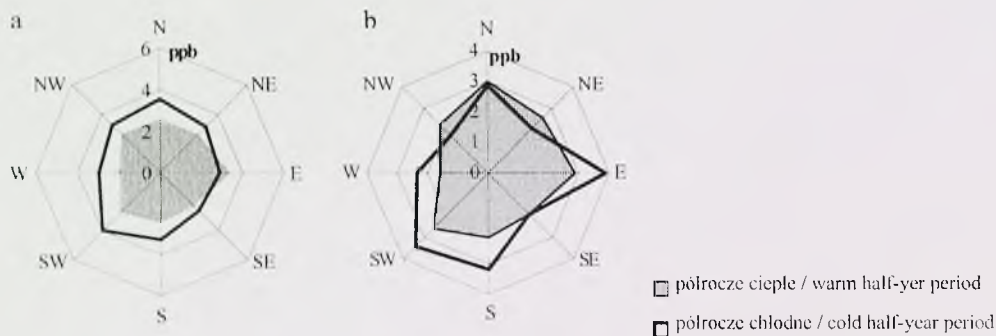
dziale prędkości wiatru. Zaobserwowano również spadek stężenia dwutlenku siarki przy napływie mas powietrza z sektora W, niezależnie od prędkości wiatru. W większości przypadków w rozpatrywanym okresie pomiarowym

średnie stężenie dwutlenku siarki w półroczu ciepłym jest mniejsze lub równe stężeniu dwutlenku siarki w półroczu chłodnym w założonych przedziałach prędkości wiatru. Zaobserwowano jednak sytuację, gdy stężenie



RYSUNEK 4. Zanieczyszczeniowa róża wiatrów dla SO_2 (ppb) w półroczu ciepłym w okresie od X 1997 roku do XII 2002 roku, Ursynów-SGGW

FIGURE 4. Wind rose of SO_2 pollution (ppb) in warm half-year period since October 1997 to December 2002, Ursynów-WAU



RYSUNEK 5. Zanieczyszczeniowa róża wiatrów dla SO_2 (ppb) od X 1997 roku do XII 2002 roku, Ursynów-SGGW w przedziale prędkości wiatru: a – 0,1–2,0 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, b – powyżej 5,0 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$

FIGURE 5. Wind rose of SO_2 pollution (ppb) in Ursynów-WAU in the period of wind velocity: a – 0,1–2,0 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, b – more than 5,0 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ since October 1997 to December 2002

dwutlenku siarki w półroczu ciepłym było większe niż stężenie w półroczu chłodnym. Miało to miejsce przy napływie mas powietrza z kierunku wschodniego w przedziale prędkości od 0,1 do 2,0 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (rys. 5a) oraz przy kierunku wiatru w sektorze NW-N-NE i prędkości wiatru powyżej 5 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (rys. 5b).

W celu szczegółowego prześledzenia związków między stężeniem dwutlenku siarki a kierunkiem i prędkością wiatru przeanalizowano zanieczyszczeniowe róży wiatrów w głównych terminach pomiarowych w półroczu chłodnym (rys. 6a, b) i ciepłym (rys. 7a, b) – ze względu na obszerny materiał pomiarowy w pracy zamieszczono zanie-



RYSUNEK 6. Zanieczyszczeniowa róża wiatrów dla SO_2 (ppb) z okresu od X 1997 roku do XII 2002 roku w Ursynowie-SGGW w półroczu chłodnym: a – o godzinie 01.00 CSE, b – o godzinie 13.00 CSE

FIGURE 6. Wind rose of SO_2 pollution (ppb) since October 1997 to December 2002 in Ursynów-WAU in cold half-year period: a – 1 a.m., b – 1 p.m.



RYSUNEK 7. Zanieczyszczeniowa róża wiatrów dla SO_2 (ppb) z okresu od X.1997 r. do XII 2002 roku w Ursynowie-SGGW w półroczu ciepłym: a – o godzinie 01.00 CSE, b – o godzinie 13.00 CSE

FIGURE 7. Wind rose of SO_2 pollution (ppb) since October 1997 to December 2002 in Ursynów-WAU in warm half-year period: a – 1 a.m., b – 1 p.m.

czyszczeniowe róży wiatrów tylko z godziny 01.00 CSE oraz z godziny 13.00 CSE. W półroczu chłodnym w godzinach 01, 13 i 19 CSE zaznacza się wzrost stężenia dwutlenku siarki przy napływie mas powietrza z sektora SW w każdym przedziale prędkości wiatru, natomiast o godzinie 7 przy napływie mas powietrza z sektora S. Najmniejsze stężenia dwutlenku siarki w półroczu chłodnym w większości przypadków zaobserwowano przy prędkości wiatru powyżej $5,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Stężenia dwutlenku

siarki w półroczu ciepłym są większe w półroczu chłodnym w następujących sytuacjach:

- o godz. 01 CSE przy prędkości wiatru powyżej $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ w sektorze E-SE-S,
- o godz. 07 CSE w większości przypadków,
- o godz. 13 CSE, przy prędkości wiatru $0,1-2,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ i kierunku E oraz przy prędkości powyżej $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ i napływie mas powietrza z sektora N-NE-E,

- o godz. 19 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku NW przy słabych i silnych wiatrach (odpowiednio $0,1-2,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ oraz powyżej $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), a także w przedziale prędkości wiatru $2,1-5,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ w sektorze S-SE.

Analizując zanieczyszczeniowe róże wiatrów w wybranych terminach pomiarowych zaobserwowano, że w półroczu ciepłym o godzinie 7 CSE maksymalne stężenie dwutlenku siarki zanotowano przy napływie mas powietrza z kierunku E niezależnie od prędkości wiatru, natomiast w półroczu chłodnym o godzinie 13 CSE (rys. 6b) maksymalne stężenie dwutlenku siarki zanotowano przy napływie mas powietrza z kierunku SW w każdym przedziale prędkości wiatru. W półroczu chłodnym wzrost stężenia dwutlenku siarki w każdym rozpatrywanym terminie pomiarowym zaobserwowano przy wietrze wiejącym z kierunku S o prędkości od $2,1$ do $5,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, a spadek stężenia z kierunku NW przy silnych wiatrach ($> 5,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), natomiast w półroczu ciepłym zanotowano wzrost stężenia dwutlenku siarki w każdym rozpatrywanym terminie pomiarowym przy napływie mas powietrza z kierunku SW w przedziale prędkości ($0,1-2,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), a spadek stężenia w sektorze W przy prędkości wiatru powyżej $5,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Zauważono również, że istnieją sytuacje, w których zmiana stężenia (wzrost lub spadek) przy napływie mas powietrza z danego kierunku jest niezależna od prędkości wiatru i zachowuje taki sam charakter w każdym przedziale prędkości wiatru.

W półroczu chłodnym następuje spadek stężenia dwutlenku siarki (w każdym

przedziale prędkości wiatru) w następujących sytuacjach:

- o godz. 01 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku E i W (rys. 6a),
- o godz. 07 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku NE i SW,
- o godz. 13 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku W-NW, NE (rys. 6b),
- o godz. 19 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku W i SE.

Natomiast wzrost stężenia dwutlenku siarki (w każdym przedziale dwutlenku siarki) w następujących sytuacjach:

- o godz. 01 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku SW (rys. 6a),
- o godz. 07 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku S,
- o godz. 13 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku SE-S-SW (rys. 6b),
- o godz. 19 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku S.

W półroczu ciepłym następuje spadek stężenia dwutlenku siarki (w każdym przedziale prędkości wiatru) w następujących sytuacjach:

- o godz. 01 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku W i NW (rys. 7a),
- o godz. 07 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku N i SE,
- o godz. 13 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku SE i W (rys. 7b),
- o godz. 19 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku W.

Natomiast wzrost stężenia dwutlenku siarki (w każdym przedziale prędkości wiatru) w następujących sytuacjach:

- o godz. 01 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku N i SE (rys. 7a),
- o godz. 07 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku NW, NE-E,

- o godz. 13 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku N (rys. 7b),
- o godz. 19 CSE przy napływie mas powietrza z kierunku S.

Na podstawie powyższych danych można stwierdzić, że przy napływie mas powietrza z kierunku zachodniego, poza godz. 07 CSE, następuje spadek stężenia dwutlenku siarki niezależnie od prędkości wiatru.

Wnioski

1. Średnie roczne wartości stężenia dwutlenku siarki na stacji Ursynów-SGGW nie są duże – wynoszą od 7,1 do 9,1 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, co stanowi około 20% średniorocznej wartości dopuszczalnej (40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, DzU 2002 r.). Jednak dopuszczalny poziom dwutlenku siarki w powietrzu atmosferycznym ze względu na ochronę zdrowia uległ obniżeniu i od 2003 roku wartość średnioroczna wynosi 20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (DzU 2002 r.). Ponadto w rejonie Warszawy jest wiele terenów o zaostrożonych normach jakości powietrza, jak np. tereny ochrony uzdrowskiej (pobliski Konstancin), rezerваты przyrody czy Mazowiecki Park Krajobrazowy.
2. Największe chwilowe (10-minutowe) wartości stężenia dwutlenku siarki w rozpatrywanych terminach pomiarowych wynoszą: w 1999 roku – 97 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ przy napływie mas powietrza z sektora zachodniego, w 1998 roku 62,6 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ przy napływie mas powietrza z kierunku zachodniego, w 2000 roku 63 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ przy napływie mas powietrza z kie-

runku wschodniego (dopuszczalna wartość 1 h wynosi 350 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

3. Największe średnie roczne stężenie dwutlenku siarki występuje przy napływie mas powietrza z kierunku S i SW, a najmniejsze z kierunku W, natomiast przy uwzględnieniu prędkości wiatru największe średnie roczne stężenie SO_2 notowano przy ciszy i słabych wiatrach, poza sytuacją gdy masy powietrza napływały z sektora S i E. Przy napływie mas powietrza z kierunku wschodniego największe roczne stężenie dwutlenku siarki notowano przy silnym wietrze, co może świadczyć o przewadze emisji napływowej nad lokalną przy napływie mas powietrza z tego kierunku. Zaobserwowano również, że przy napływie mas powietrza z kierunku E przy słabym wietrze stężenie dwutlenku siarki w półroczu ciepłym jest większe w stosunku do półroczu chłodnego. Z powyższych danych można wnioskować, że przy napływie mas powietrza z sektora E w półroczu ciepłym dominuje emisja lokalna nad napływową, natomiast w półroczu chłodnym odwrotnie.
4. Najmniejsze stężenia dwutlenku siarki w półroczu chłodnym w większości przypadków zaobserwowano przy prędkości wiatru powyżej 5 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, co pozwala wnioskować, że emisja napływowa jest mniejsza od lokalnej. Jednocześnie obserwuje się większe średnie stężenie dwutlenku siarki w półroczu ciepłym w stosunku do półroczu chłodnego przy silnym wietrze w sektorze

NW-N-NE, co może świadczyć o napływie zanieczyszczeń z centrum miasta na Ursynów i dużym wpływie miasta na kształtowanie się stężeń dwutlenku siarki na jego peryferiach, szczególnie w cieplej porze roku.

Literatura

- DzU z 2002 r. nr 87, poz. 796 – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów niektórych substancji w powietrzu, alarmowych poziomów niektórych substancji w powietrzu oraz marginesów tolerancji dla dopuszczalnych poziomów niektórych substancji.
2. KASINA S. 1981: Procesy przemieszczania, transformacji oraz usuwania związków siarki z atmosfery. IKŚ, Warszawa.
 3. MLU, 2000: Tabela przeliczników, opracowanie własne MLU.
 4. PARCZEWSKI W. 1977: Materiały do wykładów z meteorologii i klimatologii. Wydaw. Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
 5. SIUTA J., REJMAN-CZAJKOWSKA M. (red.). 1980: Siarka w biosferze. PWRiL, Warszawa.

Summary

The relationship between sulphur dioxide concentration and wind direction and wind velocity in Ursynów-WAU in the years 1997–2002. The research was realized in the period from October 1997 to December 2002. The following characteristics were worked out: mean values of sulphur dioxide concentration response to wind velocity and wind direction and wind rose of air pollution for summer half – year period and winter half-year period. The highest mean annual sulphur dioxide concentration were observed in atmospheric calm and in the period of wind velocity ($0.1 - 2.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) and at the inflow of air from south and south-west. The lowest mean annual sulphur dioxide concentration were observed at the flow of air from west.

Author's address:

Małgorzata Kleniewska
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Agnieszka BŁĘDZIŃSKA

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Zakład Meteorologii i Klimatologii

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Division of Meteorology and Climatology

Związek między kwasowością opadów atmosferycznych a kierunkiem napływu mas powietrza w rejonie Ursynowa

The relationship between the acidity of precipitation water and air-mass direction in Ursynów

Słowa kluczowe: kwasowość opadów atmosferycznych, masy atmosferyczne

Key words: acided of precipitation, air-mass

Wprowadzenie

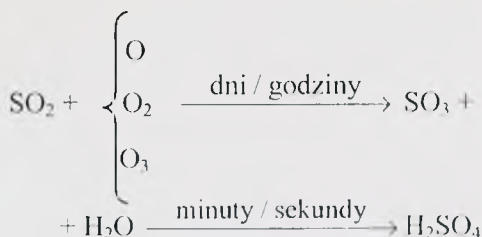
Kwaśne deszcze są rezultatem zanieczyszczenia powietrza substancjami, które reagując z parą wodną, i wodą tworzą kwasy. Główny udział w tworzeniu kwaśnych deszczy mają: dwutlenek siarki i tlenki azotu. Kwaśne deszcze powodowane są w 2/3 przez tlenki siarki, a w 1/3 przez tlenki azotu. Dwutlenek siarki SO_2 i tlenki azotu NO_x są gazami łatwo rozpuszczalnymi w wodzie, dlatego też w atmosferze łączą się z kroplami pary wodnej, powodując powstawanie silnych kwasów.

W powietrzu atmosferycznym następuje częściowa konwersja SO_2 do SO_3 a następnie w obecności pary wodnej do H_2SO_4 . Proces ten przebiega przez reakcje fotochemiczne i katalityczne i **zależy**

od następujących czynników (Krzysztofik i in. 2000):

- zawartości pary wodnej w powietrzu,
- intensywności, czasu trwania i widma promieniowania słonecznego,
- liczby związków i substancji katalizujących ten proces,
- obecności sorbentów i substancji alkalicznych.

Ogólny schemat reakcji jest następujący (Olszewski 1992, za Meszaros 1981):



W normalnej (czystej) atmosferze ma miejsce reakcja CO_2 z H_2O w wyniku czego powstaje H_2CO_3 (kwas węglowy). W wyniku dysocjacji kwasu

węglowego występuje pewien nadmiar jonów wodorowych w atmosferze. Dlatego przy średnim stężeniu CO_2 w powietrzu, które wynosi 320 ppm, stężenie jonów wodorowych pH w kroplach wody, w temperaturze 15°C powinno wynosić 5,63, a w rzeczywistości wynosi 4,3–4,6.

Nadmierne zakwaszenie jest problemem ogólnoświatowym. Rozkład wartości pH na obszarze Europy za okres 1983–1987 potwierdza, że w zasadzie prawie cały obszar ma opady kwaśne w granicach 4,3–5,4.

W Polsce pH opadów atmosferycznych wynosi średnio 4,3–4,6, z tym że w okęgach przemysłowych, gdzie w powietrzu licznie występują cząstki popiołów lotnych, opady są obojętne lub nawet zasadowe (Kraków, Katowice). Najmniejsze skrajne wartości pH zaobserwowano na Śnieżce, w zagłębiu miedziowym na Dolnym Śląsku i w Kotlinie Jeleniogórskiej (pH około 2).

Badania nad związkiem między kwasowością opadów a kierunkiem napływu mas były prowadzone wcześniej na Pogórzu Wielickim przez Chelmieckiego i Klimka (1994) oraz w Pieninach przez Mieczyńskiego, Wojkowskiego i Jurkiewicza (1998).

Material i metoda

Do opracowania wykorzystano dane meteorologiczne pochodzące ze stacji meteorologicznej SGGW w Ursynowie położonej w południowej części Warszawy w odległości 9 km od centrum miasta. Są to dane wartości pH opadów atmosferycznych oraz kierunku wiatru zmierzony na wysokości 22 m n.p.g. Odczyn opadów atmosferycznych mie-

rzony był od 1 VII 1997 roku, woda opadowa zbierana za pomocą lejka do naczynia gromadzącego wodę. Lejek i naczynia zostały wykonane z wysoko zagęszczonego polietylenu typu HDPE, który charakteryzuje się dużą odpornością na reakcje chemiczne zachodzące między wodą a plastikiem. Opad zbierany był raz na dobę, a jego odczyn mierzony był pehametrem HI9321 firmy Hanna Instruments.

Źródłem danych synoptycznych był „Codzienny biuletyn meteorologiczny” IMGW z lat 1998–2003. Na podstawie tych danych sporządzono kalendarz mas powietrza zalegających nad Warszawą oraz kalendarz frontów atmosferycznych przechodzących nad Warszawą. W tym celu prześledzono codzienne sytuacje meteorologiczne dla poszczególnych lat. Zbiór danych zawierających pH opadów atmosferycznych podzielono na dwa podzbiory, z których pierwszy zawiera dane o odczynie opadów frontowych (występujących w dniach, kiedy przez Warszawę przeszła strefa opadów związanych z przemieszczaniem się frontu). Drugi podzbiór zawiera dane o odczynie opadów wewnątrzmasowych (występujących w dniach, w których przez rozpatrywany rejon nie przemieszczały się fronty atmosferyczne).

W badaniach związku między kwasowością opadów atmosferycznych a kierunkiem napływu mas powietrza w rejonie Ursynowa wykorzystano dane z okresu od stycznia 1998 roku do marca 2003 roku. W niniejszym opracowaniu uwzględniono 80% przypadków wszystkich opadów (20% to awaria wiatromierza lub zbyt niski opad, który dawał zbyt małą próbkę do zmierzenia wskaźnika kwasowości). Wyniki zestawiono dla okre-

sów półrocznych, tzn. półrocza ciepłego (IV–IX) i chłodnego (X–III), oraz rocznych (I–XII). W celu łatwiejszej interpretacji wyniki zilustrowano wykresami.

Wyniki badań

W tabeli 1 przedstawiono średnie wartości pH opadów frontowych, występujące przy poszczególnych kierunkach wiatru. Na rysunku 1a przedstawiono rozkład średnich wartości pH, jakie wystąpiły na poszczególnych kierunkach wiatru w latach 1998–2002. Na podstawie tych danych można stwierdzić, że dla okresów rocznych największe wartości pH występują przy wiatrach z kierunku NW (pH = 5,22) i W (pH = 5,20), a najmniejsze przy wiatrach z kierunku E (pH = 4,50) i N (pH = 4,69).

Na rysunku 1b przedstawiono średnie wartości pH opadów, jakie wystąpiły na poszczególnych kierunkach wiatru w półroczach ciepłych w latach 1998–2002. Największe wartości pH zaobserwowano przy wiatrach z kierunku SW (pH = 5,55) i W (pH = 5,10).

Najmniejsze wartości pH dla półroczy ciepłych wystąpiły przy wiatrach z kierunku N (pH = 4,67) i E (pH = 4,72).

Średnie wartości pH dla opadów frontowych, jakie wystąpiły na poszczególnych kierunkach wiatru w półroczach chłodnych w latach 1998/1999–2002/2003 przedstawiono na rysunku 1c. Opady o największych wartościach pH wystąpiły przy wiatrach z kierunków N (pH = 5,42) i NE (pH = 5,40) a o najmniejszych przy wiatrach z kierunków E (pH = 4,62) i SW (pH = 4,91).

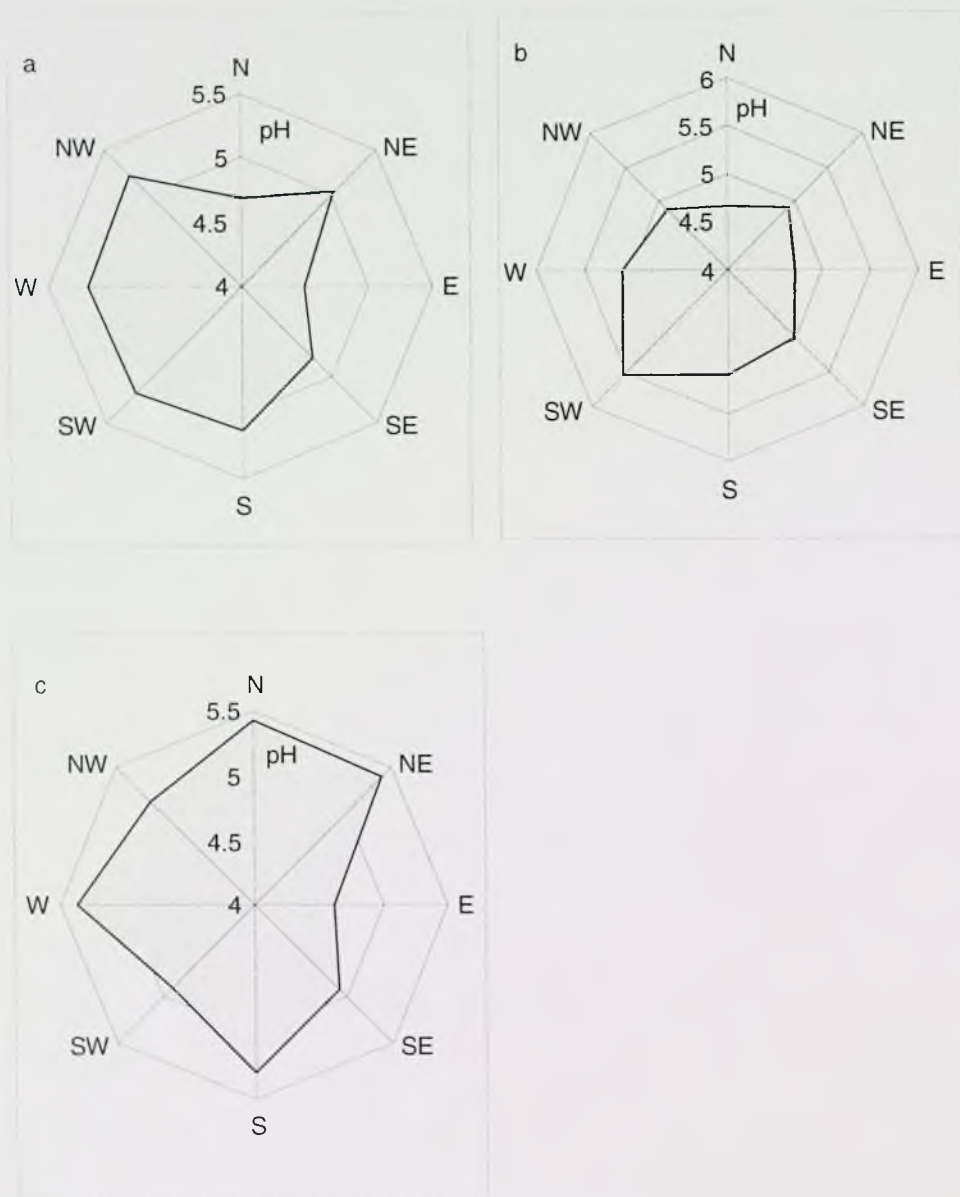
W tabeli 2 przedstawiono średnie wartości pH występujące przy poszczególnych kierunkach wiatru dla opadów wewnątrzmasowych.

Na rysunku 2a przedstawiono rozkład średnich wartości pH opadów wewnątrzmasowych w zależności od kierunku wiatru w latach 1998–2002. Na podstawie tych danych można stwierdzić, że największe wartości pH wystąpiły przy wiatrach o kierunku NE (pH = 5,62) i SW (pH = 5,37). Opad o kwasowości najmniejszej wystąpił przy wiatrach o kierunku E (pH = 4,25) i S (pH = 4,71).

TABELA 1. Średnie wartości pH opadów frontowych przy danych kierunkach wiatru

TABLE 1. Mean values pH of precipitation water frontal in the different directions of air masses advection

Okresy Seasons	Kierunek wiatru Direction of wind	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
Lata 1998–2002 Years	średnie pH mean pH	4,69	5,04	4,5	4,79	5,12	5,18	5,2	5,22
Półrocza ciepłe 1998–2002 Summer half-year periods	średnie pH mean pH	4,67	4,91	4,72	5,0	5,09	5,55	5,1	4,88
Półrocza chłodne 1998/1999–2002/2003 Winter half-year periods	średnie pH mean pH	5,42	5,4	4,62	4,93	5,29	4,91	5,36	5,13



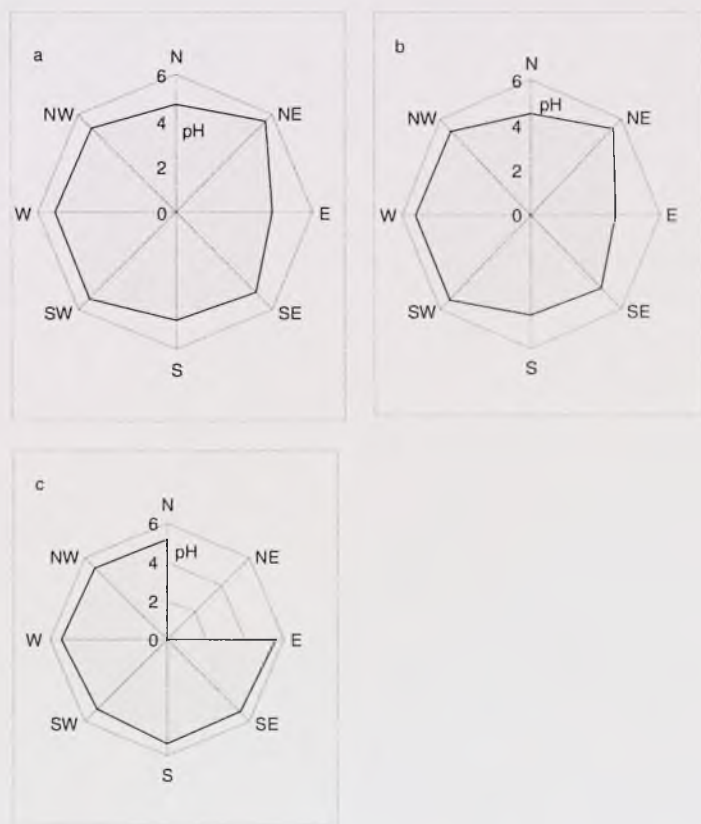
RYSUNEK 1. Zanieczyszczeniowe róże wiatrów wskaźnika pH opadów frontalnych, Ursynów-SGGW: a – lata 1998–2002, b – półrocza ciepłe 1998–2002, c – półrocza chłodne 1998/1999–2002/2003

FIGURE 1. Wind rose of air pollution values pH of precipitation water frontal, Ursynów-WAU: a – year 1998–2002, b – summer half-year 1998–2002, c – winter half-year 1998/1999–2002/2003

TABELA 2. Średnie wartości pH opadów wewnątrzmasowych przy danych kierunkach wiatru

TABLE 2. Mean values pH of precipitation water inside air mass in the different directions of air masses advection

Okresy Seasons	Kierunek wiatru Direction of wind	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
Lata 1998–2002 Years	średnie pH mean pH	4,73	5,62	4,25	4,98	4,71	5,37	5,32	5,21
Półrocza ciepłe 1998–2002 Summer half-year periods	średnie pH mean pH	4,52	5,42	3,95	4,66	4,49	5,35	5,42	5,27
Półrocza chłodne 1998/1999–2002/2003 Winter half-year periods	średnie pH mean pH	5,19	–	5,57	5,26	5,33	5,13	5,39	5,29



RYSUNEK 2. Zanieczyszczeniowe róże wiatrów wskaźnika pH opadów wewnątrzmasowych. Ursynów-SGGW: a – lata 1998–2002, b – półrocza ciepłe 1998–2002, c – półrocza chłodne 1998/1999–2002/2003

FIGURE 2. Wind rose of air pollution values pH of precipitation water inside air mass, Ursynów-WAU: a – year 1998–2002, b – summer half-year 1998–2002, c – winter half-year 1998/1999–2002/2003

Na rysunku 2b przedstawiono średnie wartości pH dla opadów wewnątrzmasowych w półroczach ciepłych w latach 1998–2002. Największe wartości pH zanotowano przy wiatrach o kierunku NE i W (pH = 5,42). Najmniejsze wartości pH wystąpiły przy wiatrach o kierunkach E (pH = 3,95) i N (pH = 4,52).

Rysunek 2c przedstawia średnie wartości pH dla opadów wewnątrzmasowych w półroczach chłodnych w latach 1998/1999–2002/2003. Największe wartości pH wystąpiły przy wiatrach o kierunkach E (pH = 5,57) i W (pH = 5,39). Najmniejsze wartości pH wystąpiły przy wiatrach o kierunkach SW (pH = 5,13) i N (pH = 5,19).

W tabeli 3 oraz na rysunku 3 przedstawiono rozkład częstości występowania opadów frontowych na poszczególnych kierunkach wiatru. W latach 1998–2002 najczęściej opady występowały

przy wiatrach o kierunkach W (30,5%), E (13,7%) i SW (13,6%). Najrzadziej opady wystąpiły przy wiatrach o kierunkach S (7,2%), SE (7,9%) i NW (8,1%).

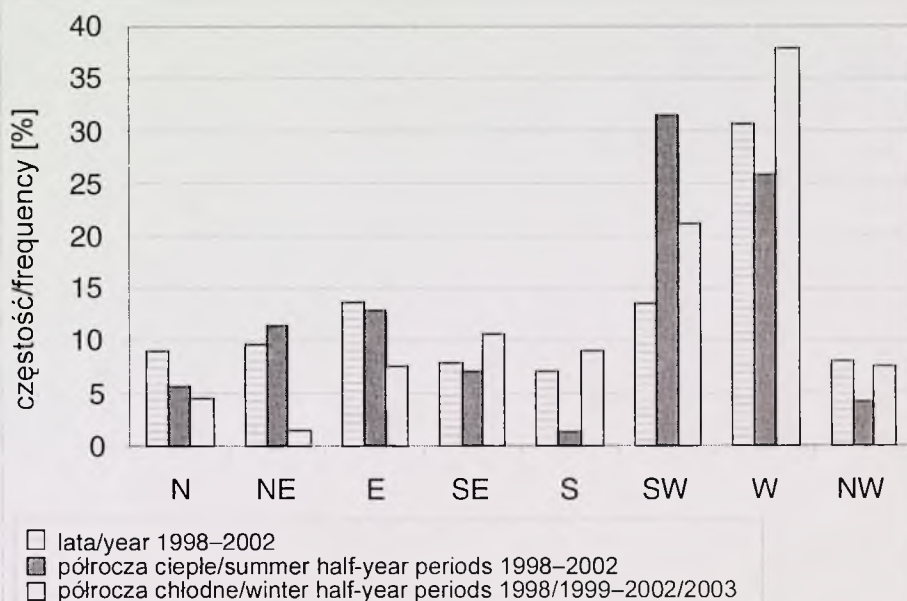
W półroczach ciepłych w latach 1998–2002 najczęściej opady frontowe wystąpiły przy wiatrach o kierunkach SW (31,4%) i W (25,7%), a najrzadziej przy wiatrach o kierunkach S (1,4%) i NW (4,3%).

W półroczach chłodnych w latach 1998/1999–2002/2003 opady frontowe wystąpiły najczęściej przy kierunkach wiatru W (37,9%) i SW (21,2%), a najrzadziej przy kierunkach NE (1,5%) oraz N (4,5%).

W tabeli 4 oraz na rysunku 4 przedstawiono rozkład częstości występowania opadów wewnątrzmasowych na poszczególnych kierunkach wiatru. W latach 1998–2002 opady najczęściej występowały przy wiatrach o kierunku

TABELA 3. Częstość występowania opadów frontalnych w zależności od kierunków wiatru
TABLE 3. Distribution of precipitation water frontal in the different directions of air masses advection WAU meteorological station

Okresy Seasons	Kierunek wiatru Direction of wind	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
Lata 1998–2002 Years	liczba przypadków number of cases	14	15	21	12	11	21	46	12
	częstość [%] frequency	9,2	9,8	13,7	7,9	7,2	13,6	30,5	8,1
Półrocza ciepłe 1998–2002 Summer half-year periods	liczba przypadków number of cases	4	8	9	5	1	22	18	3
	częstość [%] frequency	5,7	11,4	12,9	7,1	1,4	31,4	25,7	4,3
Półrocza chłodne 1998/1999–2002/2003 Winter half-year periods	liczba przypadków number of cases	3	1	5	7	6	14	25	5
	częstość [%] frequency	4,5	1,5	7,6	10,6	9,1	21,2	37,9	7,6

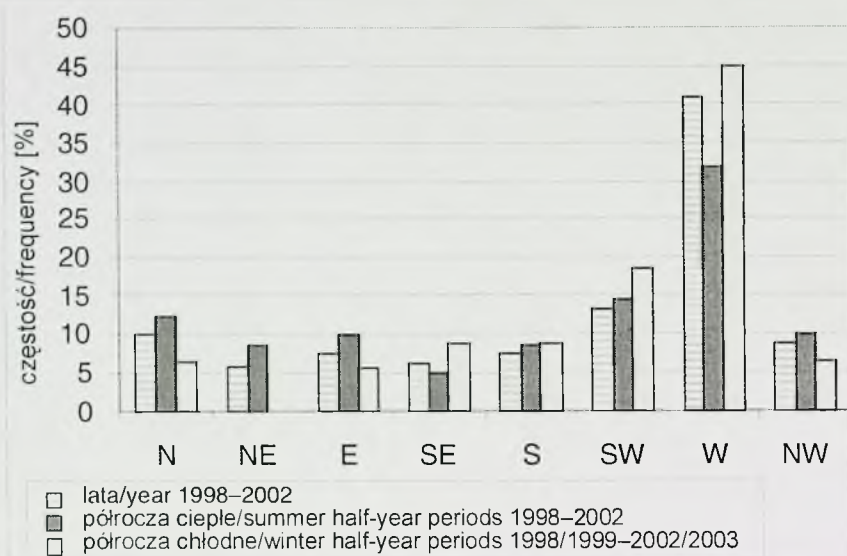


RYSUNEK 3. Częstość występowania opadów frontalnych w zależności od kierunków wiatru na stacji Ursynów-SGGW

FIGURE 3. Distribution of precipitation water frontal in the different directions of air masses advection at Ursynów-WAU meteorological station

TABELA 4. Częstość występowania opadów wewnątrzmasowych w zależności od kierunków wiatru
TABLE 4. Distribution of precipitation water inside air mass in the different directions of air masses advection WAU meteorological station

Okresy Seasons	Kierunek wiatru Direction of wind	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
Lata 1998–2002 Year	liczba przypadków number of cases	16	9	12	10	12	21	65	14
	częstość [%] frequency	10,1	5,7	7,5	6,3	7,5	13,2	40,9	8,8
Półroczna ciepła 1998–2002 Summer half-year periods	liczba przypadków number of cases	10	7	8	4	7	12	26	8
	częstość [%] frequency	12,2	8,5	9,8	4,9	8,5	14,6	31,7	9,8
Półroczna chłodna 1998/1999–2002/2003 Winter half-year periods	liczba przypadków number of cases	6	0	5	8	8	17	41	6
	częstość [%] frequency	6,6	–	5,5	8,8	8,8	18,7	45,1	6,6



RYSUNEK 4. Częstość występowania opadów wewnętrzmasowych w zależności od kierunków wiatru na stacji Ursynów-SGGW

FIGURE 4. Distribution of precipitation water inside air mass in the different directions of air masses advection at Ursyów-WAU meteorological station

kach W (40,9%), SW (13,2%) i N (10,1%), a najrzadziej przy wiatrach o kierunkach NE (5,7%), S i E (7,5%).

W półroczach ciepłych w latach 1998–2002 opady najczęściej występowały przy wiatrach z kierunków W (31,7%), SW (14,6%) i N (12,2%), najrzadziej przy wiatrach o kierunkach SE (4,9%), NE i S (8,5%).

W półroczach chłodnych w latach 1998/1999–2002/2003 opady wewnętrzmasowe wystąpiły najczęściej przy kierunkach wiatru W (44,6%) i SW (18,5%), a najrzadziej przy kierunkach wiatru E (5,5%) i N i NW (6,6%).

Podsumowanie

Ważnym zjawiskiem w kształtowaniu się kwasowości opadów na danym obszarze jest napływ powietrza, które

transportuje zanieczyszczenia. W zależności od kierunku wiatru, przy którym wystąpił opad, jego odczyn zmienia się.

W przypadku opadów frontowych opady o najniższym odczynie pH wystąpiły przy wiatrach o kierunkach N i E dla półroczy ciepłych i w okresie roku oraz przy wiatrach o kierunkach SW i E w przypadku półroczy chłodnych (tab. 1). Opady o najniższym odczynie pH wystąpiły przy wiatrach z kierunku W i NW (w okresie roku), SW i W (półrocza ciepłe) oraz N i NE w przypadku półroczy chłodnych.

W przypadku opadów wewnętrzmasowych opady o najwyższym odczynie pH wystąpiły przy kierunkach NE, SW i W dla półroczy ciepłych i lat oraz przy wiatrach W i NW dla półroczy chłodnych (tab. 2). Opady o najniższym odczynie pH wystąpiły przy kierunkach wiatru E i S dla półroczy ciepłych i lat

oraz N i SW w przypadku półroczy chłodnych (tab. 2).

Opady frontowe najczęściej wystąpiły przy wiatrach z kierunku W i SW dla wszystkich okresów badawczych, a najrzadziej przy kierunkach SE i S dla średnich z lat, S i NW dla półroczy ciepłych oraz N i NE dla półroczy chłodnych (tab. 3).

Opady wewnętrzmasowe najczęściej wystąpiły z kierunku W i SW dla wszystkich okresów badawczych, a najrzadziej przy kierunkach wiatru z NE, SE i S dla półroczy ciepłych i lat oraz E, N i NW dla półroczy chłodnych (tab. 4)

Zróznicowanie odczynu wody opadowej na poszczególnych kierunkach wiatru w półroczu chłodnym jest mniejsze niż w półroczu ciepłym. W półroczu chłodnym jest przewaga emisji lokalnej nad przemysłową (głównie z powodu lokalnych palenisk). W półroczu ciepłym jest mniejszy udział lokalnych zanieczyszczeń powietrza i dlatego wpływ przemysłowych źródeł zanieczyszczeń zaznacza się wyraźniej (tab. 1 i 2).

Rozkład częstości wartości opadów frontowych jest bardziej zróżnicowany niż opadów wewnętrzmasowych.

Literatura

- BLĘDZIŃSKA A. 2002: Wstępne wyniki badań kwasowości oraz przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych w rejonie Warszawy. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 25: 200–208.
- CHIELMICKI W., KLIMEK M. 1994: Wpływ kierunku napływu mas powietrza na pH opadów atmosferycznych na pogórzu Wielickim. *Przegląd Geofizyczny* 3: 297–302.

KRZYSZTOFIK B., KRZECHOWSKA M., CHĘCIŃSKI J. 2000: Podstawy chemii ogólnej i środowiska przyrodniczego. Ołczyca Wydawnictwa Politechniki Warszawskiej, Warszawa.

MICZYŃSKI J., WOJKOWSKI J., JURKIEWICZ T. 1998: Kwasowość opadów atmosferycznych w Pienińskim Parku Narodowym w latach 1994–1996. *Pieniny – Przyroda i Człowiek* 6: 137–141.

OLSZEWSKI J. 1992: Wilgotność względna powietrza w warunkach śródmiejskich. *Prace i Studia Geograficzne* 11: 115–121.

Summary

The relationship between the acidity of precipitation water and air-mass direction in Ursynów. The research was realized in the period from January 1998 to March 2003. In case of frontal precipitation water, the highest pH were with winds from N, E for warm half-year, for year and with winds S, E for cold half-year. Precipitation water with the lowest pH were for winds directions W, NW in year, SW, W for warm half-year and N, NE in for cold half-year. In case of inside air mass precipitation water, the highest pH were with winds from NE, SW, W for warm half-year, for year and with winds W, NW for cold half-year. Precipitation water with the lowest pH were for winds directions E, S for warm half-year, for year and N, NE in for cold half-year. Differentiation of pH for each wind direction in cold half-year is smaller than in warm half-year.

Author's address:

Agnieszka Błędzińska
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
Zakład Meteorologii i Klimatologii
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Dom jednorodzinny na polskiej wsi na przykładzie gminy Naruszewo

One-family house in Polish countryside on the example of Naruszewo commune

Słowa kluczowe: dom mieszkalny na wsi, konstrukcja budynku

Key words: farmer house, construction of a farmer house

Wprowadzenie

Mieszkanie było i jest jedną z głównych potrzeb człowieka, dlatego początek sztuki budowlanej sięga czasów zamierzchłych i wiąże się z powstawaniem wspólnot ludzkich. Niezależnie od epoki, w jakiej żyje człowiek, zawsze dąży on do zapewnienia sobie i swojej rodzinie własnego, bezpiecznego schronienia, jakim jest budynek mieszkalny – dom jednorodzinny.

Zgodnie z art. 134 Kodeksu cywilnego (K.C.) „Domem jednorodzinnym jest dom mieszkalny, jak również samodzielna część domu bliźniaczego lub szeregowego, jeżeli są przeznaczone do zaspokajania potrzeb mieszkaniowych właściciela i jego bliskich i nie przekraczają rozmiarów określonych przez właściwe przepisy”.

Dobry dom to ten, który spełnia warunki (Sieczkowski i Nejman 2002):

- 1) ochrony przed wpływami atmosferycznymi (temperatura, opady, nasłonecznienie, wiatr),
- 2) ochrony przed czynnikami pochodzącymi z zewnątrz lub z wnętrza budynku (hałas, kurz, zanieczyszczenia),
- 3) izolacyjności cieplnej:
 - ściany zewnętrzne o budowie warstwowej $U_{\max} = 0,30 \text{ W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$ (współczynnik przenikania ciepła), pozostałe $U_{\max} = 0,50 \text{ W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$,
 - stropodachy i stropy pod nieogrzzanymi poddaszami lub nad przejazdami
 - $U_{\max} = 0,30 \text{ W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$,
 - stropy nad piwnicami nieogrzzanymi i zamkniętymi przestrzeniami pod podłogowymi $U_{\max} = 0,60 \text{ W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$ (Rozporządzenie 62),
- 4) trwałości budynku w planowanym okresie użytkowania,
- 5) sztywności i stateczności budynku, wytrzymałości ustrojów budowlanych

- nych na działanie sił zewnętrznych oraz sił wywołanych użytkowaniem,
- 6) bezpieczeństwa przeciwpożarowego,
 - 7) wykonania budowli z materiałów nieszkodliwych dla zdrowia ludzkiego,
 - 8) oświetlenia naturalnego i sztucznego, instalacji wodnych, kanalizacyjnych, ogrzewczych.

Metodyka badań

Budynek mieszkalny na wsi charakteryzuje się specyficznym urządzeniem i posiada określone pomieszczenia funkcjonalno-użytkowe. Wyposażenie budynku jest dostosowane do rodzaju pracy wykonywanej przez rolnika. Warunki krajobrazowe wsi sprawiają, że domy mieszkalne na tych terenach podlegają innym zasadom przestrzennego zagospodarowania niż na terenach zurbanizowanych. Specyfika domu mieszkalnego na obszarach wiejskich wyraża się związkami funkcjonalno-przestrzennymi z zagrodą i gospodarstwem rolnym. Dom rolnika poza funkcją mieszkaniową spełnia także funkcje warsztatu produkcji rolnika i całej jego rodziny. Rzutuje to na jego program, ukształtowanie i lokalizację na działce siedliskowej – zagrodzie. Mieszkanie wiejskie musi zapewnić wszystkim członkom rodziny rolnika odpowiednie warunki do prawidłowego życia.

Na program i funkcje budynku mieszkalnego na wsi mają wpływ następujące czynniki: materiałowy, status rodziny, terenowy, zależności produkcyjnej, funkcjonalny. Czynniki materiałowy zależy od miejscowych zasobów, tradycji budowlanych i wpływa na rodzaj materiałów budowlanych wykorzy-

stanych do budowy domu. Kształtuje on formę budynku i może wykorzystywać nowe rozwiązania technologiczne. Status rodzinny, ilość osób w rodzinie, struktura pokoleń, ilość osób aktywnych zawodowo mają wpływ na program budynku mieszkalnego. Zależność produkcyjna kształtowana jest przez rodzaj profilu działalności gospodarczej rolnika i wielkości gospodarstwa (pól uprawnych). Czynniki funkcjonalny zależy od przeznaczenia budynku w stosunku do pełnionego zawodu.

Analizę przekształceń budynku mieszkalnego przeprowadzono na podstawie bezpośrednich badań terenowych w gminie Naruszewo oraz dostępnej literatury przedmiotu. Do opracowania wybrano budynki charakterystyczne dla danego okresu, w którym zostały zbudowane. Pod uwagę brano rok budowy, rozmieszczenie poszczególnych pomieszczeń, funkcje budynku oraz materiał, jakiemu użyto do budowy domu.

Charakterystyka gminy Naruszewo

Gmina Naruszewo o powierzchni 160 km² położona jest w północno-zachodniej części województwa mazowieckiego, w powiecie Płońsk, w odległości 45 km od Warszawy. Sąsiaduje z 3 gminami powiatu plockiego: Mała Wieś, Bulkowo i Wyszogród, oraz z 4 gminami powiatu płońskiego: Płońsk, Dzierżanin, Żaluski i Czerwińsk nad Wisłą. Gminę zamieszkuje 7021 osób, co stanowi około 7,7% ogólnej liczby ludności całego powiatu. W skład gminy Naruszewo wchodzi 43 miejscowości. Jest to gmina typowo rolnicza, rozwija-

jąca się na bazie gospodarstw indywidualnych. Powierzchnia użytków rolnych w gospodarstwach wynosi 11 720 ha, a powierzchnia użytków rolnych ogółem wynosi 11 818 ha (Mazowieckie biuro... 2002).

Budownictwo mieszkaniowe

Przeważająca część zasobów mieszkaniowych gminy Naruszewo, to jest 83%, pochodzi z okresu powojennego, w tym zasoby powstałe w latach 1945–1970 wynoszą 43%, a w ostatnim dziesięcioleciu zaledwie 9%. Tabela 1 przedstawia strukturę zabudowy gminy według okresu realizacji budynków.

Warunki mieszkaniowe

Warunki mieszkaniowe w gminie Naruszewo (tab. 2) są mniej korzystne niż na terenach wiejskich powiatu płońskiego i województwa mazowieckiego. Większa jest przeciętna liczba osób

przypadających na jedną izbę oraz przeciętna liczba osób w mieszkaniu. Mieszkania są bardziej zaludnione, o czym świadczy ich mniejsza przeciętna powierzchnia użytkowa przypadająca na 1 osobę oraz mniejsza liczba izb w mieszkaniu (Mazowieckie biuro... 2002).

Według danych statystycznych wodę z wiejskiej sieci wodociągowej w gminie Naruszewo posiada 50% (970) wszystkich mieszkańców. Na terenie gminy brak jest kanalizacji i gazu przewodowego.

Miejscowość Naruszewo

Struktura zabudowy w Naruszewie jest zwarta. W starszej części siedliska usytuowane są obok siebie i stanowią je typowe zagrody rolnicze z budynkiem mieszkalnym, inwentarskim i gospodarczym. Program budynku mieszkalnego adresowany jest do rolnika i jego rodziny pracującej w gospodarstwie rolnym.

TABELA 1. Struktura zabudowy gminy Naruszewo
TABLE 1. Settlement structure in Naruszewo commune

Lata/year	1918–1944	1945–1970	1971–1978	1979–1988	1989–2001
Struktura zabudowy Settlement structure [%]	10	43	19	12	9

TABELA 2. Warunki mieszkaniowe na terenie gminy Naruszewo
TABLE 2. Housing conditions in area of Naruszewo commune

Wyszczególnienie Specification	Gmina Naruszewo	Powiat Płoński	Woj. mazowieckie
Powierzchnia użytkowa [m ² /1 osobę]	16,90	17,40	18,80
Liczba osób w mieszkaniu	3,64	3,61	3,62
Liczba osób/izbę	1,11	1,07	1,05
Liczba izb w mieszkaniu	3,27	3,36	3,45
Powierzchnia użytkowa mieszkania [m ²]	61,70	62,70	68,20

Nowsza część Naruszewa charakteryzuje się zwartą jednorodzinną zabudową na działkach przekształconych z gruntów rolnych na małe działki budowlane. Program tych budynków mieszkalnych adresowany jest nie tylko do rolników, ale również do ludzi pracujących poza rolnictwem – urzędników, handlowców, nauczycieli, lekarzy.

funkcjonalnie dopasowany do potrzeb jego mieszkańców. Obecnie we wsi nastąpiła stagnacja w budownictwie mieszkaniowym, co jest spowodowane przede wszystkim migracją ludności ze wsi do miast oraz złą sytuacją w polskim rolnictwie.

Miejscowość Zaborowo

Miejscowość Kozarzewo

Miejscowość Kozarzewo charakteryzuje się dużą liczbą gospodarstw wielkoobszarowych. Zabudowa wsi to duże gospodarstwa rolne zlokalizowane wzdłuż głównych ciągów komunikacyjnych. Program budynków mieszkalnych ukształtowany w ciągu zeszłego stulecia przedstawia typowy budynek wiejski

Wieś Zaborowo jest przykładem wsi o rozdrobnionej strukturze, charakteryzuje ją duża liczba gospodarstw o małej powierzchni gruntów rolnych. Program domu mieszkalnego skierowany był głównie w kierunku szybkiego przyrostu budynków dla „nowych” rolników. Widoczne jest to w zrealizowanych typowych projektach domów jednorodzinnych typu zagrodowego.

TABELA 3. Zasoby mieszkaniowe w różnych okresach realizacji

TABLE 3. Housing resources according to building period

Nazwa wsi	Zasoby ogółem [szt.]	Zasoby mieszkaniowe w poszczególnych latach [szt.]					
		przed 1918	1918–1944	1945–1970	1971–1978	1979–1988	1989–2001
Naruszewo	156	12	21	44	17	17	45
Kozarzewo	40	11	4	17	1	7	0
Zaborowo	148	6	4	89	24	17	8

TABELA 4. Zasoby mieszkaniowe z podziałem budynków według ich konstrukcji

TABLE 4. Housing resources divided according to construction types

Rodzaj budynku	Naruszewo		Kozarzewo		Zaborowo	
	liczba budynków	udział [%]	liczba budynków	udział [%]	liczba budynków	udział [%]
Drewniane	34	22	13	32	17	11
Parterowe	5	3	12	30	18	12
Parterowe z poddaszem użytkowym nie podpiwniczone	30	19	4	10	55	37
Parterowe z poddaszem użytkowym podpiwniczone	19	12	1	3	24	16
Piętrowe na wysokim fundamencie	15	10	2	5	12	8
Piętrowe z poddaszem użytkowym	19	12	3	7	8	6
Piętrowe z poddaszem użytkowym podpiwniczone	34	22	5	13	14	10
Razem	156	100	40	100	148	100

Zasoby mieszkaniowe

Zasoby mieszkaniowe prezentowanych wsi gminy Naruszewo w różnych okresach realizacji przedstawia tabela 3, natomiast zasoby mieszkaniowe z podziałem budynków według ich konstrukcji przedstawia tabela 4.

Z danych zawartych w tabeli 4 wyraźnie widać, że zasoby mieszkaniowe z podziałem budynków według ich konstrukcji w każdej wsi są różne. We wsi Naruszewo największy udział procentowy mają budynki piętrowe z poddaszem użytkowym, podpiwniczone (22%) oraz parterowe z poddaszem użytkowym niepodpiwniczone (19%), we wsi Kozarzewo budynki parterowe (30%) natomiast we wsi Zaborowo budynki parterowe z poddaszem użytkowym niepodpiwniczone (37%).

Charakterystyka budynków

W latach 1945–1970 zanotowano największy przyrost liczby budynków w gminie Naruszewo. Z tego okresu pochodzą budynki nr 1, 2, 3 i 4. Są to typowe domy wiejskie z tamtych lat. Budynek nr 1 zbudowany został z materiału deficytowego w tamtym okresie, a mianowicie z cegły, natomiast budynek nr 2 z materiału tańszego, bardziej dostępnego – z pustaków żelbetowych. Obydwa budynki wyposażone są w przydomowe ujęcia wody ze studni czerpalnej. Odprowadzenie ścieków w budynku pierwszym następuje do zbiornika bezodpływowego, natomiast w budynku drugim brak jest kanalizacji. W obydwu prezentowanych domach jednorodzinnych wykorzystuje się ogrzewanie pie-

cowe. Budynki mają nowoczesny układ pomieszczeń (jak na tamte lata), oddzielne pomieszczenia służące do prac codziennych, sypialnie, kuchnie. Izby są wysokie i dobrze oświetlone.

Budynek nr 1 (rys. 1). Budynek dwurodziny, wolno stojący, niepodpiwniczony o powierzchni użytkowej 91,2 m². Dane techniczne: fundament wykonany z betonu żwirowo-kamiennego, ściany zewnętrzne szczelinowe, cegła silikatowa, ocieplona blokami z siporeksu na zaprawie wapienno-cementowej, ściany działowe grubości 6,5 cm z cegły dziurawki klasy 100 na zaprawie cementowej, strop Kleina na dźwigarach stalowych, płyta z cegły dziurawki w organki, zbrojona bednarka na zaprawie cementowej, konstrukcja dachu jętkowa na słupach. Współczynnik przenikania ciepła dla ściany zewnętrznej wynosi: $\mu = 0,26 \text{ W/m}^2\cdot\text{K}$.

Budynek nr 2 (rys. 2). Budynek jednorodzinny, wolno stojący, podpiwniczony o powierzchni użytkowej 60,5 m². Dane techniczne: fundament z gruzobetonu, ściany zewnętrzne z żużlobetonowych pustaków „Alfa” na zaprawie cementowo-wapiennej, ściany wewnętrzne wykonane z cegły pełnej na zaprawie cementowo-wapiennej, nad piwnicą strop Ackermana, a nad parterem drewniany, więźba drewniana krokwiowo-jętkowa. Współczynnik przenikania ciepła dla ściany zewnętrznej wynosi: $\mu = 0,31 \text{ W/m}^2\cdot\text{K}$.

Budynek nr 3. Budynek dwupokoleniowy, wolno stojący, częściowo podpiwniczony z poddaszem użytkowym o powierzchni użytkowej 135,0 m². Dane techniczne: fundament wykonany ze żwirobetonu, ściany zewnętrzne z cegły



RYSUNEK 1. Budynek dwurodzinny we wsi Naruszewo (fot. M. Salak)
FIGURE 1. Double-family house in Naruszewo village commune



RYSUNEK 2. Budynek jednorodzinny we wsi Kozarzewo (fot. M. Salak)
FIGURE 2. One-family house in Kozarzewo village commune

kratówki na zaprawie wapienno-cementowej, wełny mineralnej i pustaka max, ściany wewnętrzne z cegły pełnej, strop DZ-3, więźba drewniana krokwiowa. Współczynnik przenikania ciepła dla ściany zewnętrznej wynosi: $\mu = 0,25 \text{ W/m}^2 \cdot \text{K}$.

Budynek nr 4. Budynek wolno stojący, parterowy niepodpiwniczony. Dane techniczne: fundament wykonany z betonu B15 zbrojonego na podkładzie z chudego betonu B 7.5, ściany zewnętrzne z pustaka szczelinowego ocieplone styropianem, ściany wewnętrzne

z cegły szczelinowej, nad parterem strop Teriva, więźba dachowa krokwiowa. Współczynnik przenikania ciepła dla ściany zewnętrznej wynosi: $\mu = 0,25 \text{ W/m}^2 \cdot \text{K}$.

Wnioski

Analizując przekształcenia budynku mieszkalnego na podstawie istniejącej zabudowy w gminie Naruszewo, można wyciągnąć następujące wnioski:

1. Największy przyrost liczby budynków mieszkalnych w gminie nastąpił w latach 1945–1970 (z tego okresu pochodzą budynki nr 1 i 2).
2. Warunki mieszkaniowe w gminie są mniej korzystne niż na terenach wiejskich powiatu płońskiego.
3. Przeważająca część zasobów mieszkaniowych pochodzi z okresu powojennego (najliczniejszą grupę stanowią budynki powstałe w latach 1945–1970).
4. Zasoby mieszkaniowe z podziałem budynków według ich konstrukcji w każdej badanej wsi gminy Naruszewo są różne.
5. Budynki w swoim czasie spełniały stawiane im wymagania użytkowe, stanowiły one wzór typowych domów wiejskich zaprojektowanych z myślą o zaspokajaniu wzrastających potrzeb mieszkaniowych ludności wiejskiej.

Literatura

- SIECZKOWSKI J., NEJMAN T. 2002: Ustroje budowlane. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- TŁOCZEK I.F. 1985: Dom mieszkalny na polskiej wsi. PWN, Warszawa.
- WIECZORKIEWICZ W. 1988: Budynek mieszkalny na wsi. Arkady, Warszawa.
- ZANIEWSKA H., PAWLAT A., GŁOZA-MUSIAŁ H. 2000: Zagospodarowanie przestrzenne i zabudowa wsi. Wydaw. SGGW, Warszawa.
- Rozporządzenie 62 Ministra Gospodarki Przestrzennej i Budownictwa z dnia 14 grudnia 1994 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (DzU 1999 r., nr 15).
- Mazowieckie Biuro Planowania Przestrzennego i Rozwoju Regionalnego w Warszawie. Zarząd Gminy Naruszewo 2002 r. Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Naruszewo.

Summary

One-family house in Polish countryside on the example of Naruszewo commune. The way of building of a one-family country house has evolved within years. Development and transformation processes consist in structural changes leading to more complex and improved states. Farmer house not only has a residential function but it also is a center of farm production tools for a farmer and his family disposal. Functional program of a country house is influenced by several factors, such as: building materials, location, financial state of a family and functional character of a farm. Farm house transformation analysis was performed on the basis of field works in Naruszewo commune.

Author's address:

Gabriela Rutkowska
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Budownictwa i Geodezji
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Wykorzystanie metod statystycznych do oceny stanu infrastruktury technicznej terenów wiejskich

Statistical methods for estimations of condition of technical infrastructure in rural areas

Słowa kluczowe: metody statystyczne, infrastruktura techniczna, obszary wiejskie

Key words: statistical methods, technical infrastructure, rural areas

Wprowadzenie

Poziom infrastruktury technicznej wywiera zasadniczy wpływ na rozwój kraju i poszczególnych regionów. Oprócz uwarunkowań gospodarczych istotnie wpływa na kształtowanie i ochronę środowiska przyrodniczego.

W ostatnim dziesięcioleciu minionego wieku nastąpił przyrost większości elementów infrastruktury na obszarach wiejskich. Dotyczy on przede wszystkim zwiększenia liczby przyłączy wodociągowych, kanalizacyjnych i gazowych, zwiększenia liczby abonentów telefonicznych. Według badań wzrasta wartość przeciętnych dla wsi wskaźników infrastrukturalnych. Niestety, są to wartości średnie w skali kraju. Z przeprowadzonych obserwacji i badań wynika, że w niektórych regionach naszego

kraju poziom infrastruktury stanowi nadal barierę rozwoju gospodarczego.

Ocena wyposażenia danego obszaru w pojedynczy składnik infrastruktury jest najdokładniejsza. Przy pracach związanych z planowaniem przestrzennym niezbędna jest kompleksowa znajomość wyposażenia we wszystkie elementy infrastruktury technicznej.

W artykule podjęto próbę oceny stanu infrastruktury technicznej według aktualnie stosowanych metod.

Materiał i metoda

Stan wyposażenia poszczególnych województw w elementy infrastruktury technicznej opisano następującymi cechami:

- C1 – gęstość sieci kanalizacyjnej [km/100 km²],
- C2 – drogi gminne [km/100 km²],
- C3 – gęstość sieci wodociągowej [km/100 km²],
- C4 – gęstość sieci telefonicznej [ab./100 km²].

C5 – przyłączenia sieci gazowej do budynków [szt./km sieci].

Wyniki badań przedstawiono w odniesieniu do 16 województw dla 2000 roku. Do obliczeń wykorzystano dane udostępnione przez MRWiR.

Do oceny stanu infrastruktury technicznej wykorzystano następujące metody:

Metoda standaryzowanych sum (Grabiński 1992, Nowak 1990) polega na wyliczeniu wskaźnika agregowanego będącego średnią arytmetyczną zestawianych cech (dla przedstawionego przykładu wszystkie cechy są stymulantami), za pomocą wzoru (1):

$$g_i = \frac{1}{m} \cdot \left[\sum_{j \in S} \tilde{y}_{ij} \right] \quad (1)$$

Standaryzacji, czyli eliminacji wpływu jednostek miary na wynik końcowy obliczeń, dokonano według wzoru (2):

$$\tilde{y}_{ij} = \frac{y_{ij} - \bar{y}_j}{s_j} \quad (2)$$

gdzie:

$\tilde{y}_{ij}, y_{ij}$ – standaryzowane i pierwotne wartości j -tej cechy ($j = 1, \dots, k$) dla i -tego obiektu ($i = 1, \dots, m$),
 s_j – odchylenie standardowe j -tej cechy:

$$s_j = \left[\frac{1}{k} \cdot \sum_{i=1}^k (y_{ij} - \bar{y}_j)^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (3)$$

$\bar{y}_j$ – średnia arytmetyczna j -tej cechy:

$$\bar{y}_j = \frac{1}{k} \cdot \sum_{i=1}^k y_{ij} \quad (4)$$

Kolejnym krokiem jest eliminacja wartości ujemnych według wzoru (5) oraz sprowadzenie wartości wskaźnika do przedziału $[0; 1]$ według wzoru (6):

$$g_i' = g_i - \min(g_i) \quad (5)$$

$$g_i'' = \frac{g_i'}{\max(g_i')} \quad (6)$$

Niżej przedstawione metody zostały opisane za pomocą ogólnej procedury rangowania opartej na rzutowaniu ortogonalnym [Kolenda 2001].

Podstawą rangowania jest unormowana macierz danych $X [n \times m]$. W macierzy wszystkie dane są stymulantami oraz średnie arytmetyczne cech równe są zeru. Wartością służącą do określenia rankingu jest g_i :

$$g_i = \sum_{j=1}^m x_{ij}' \cdot w_j, \quad (i = 1, \dots, n \text{ oraz } j = 1, \dots, m) \quad (7)$$

gdzie:

x_{ij}' – wartości cech unormowane w taki sposób, że średnie arytmetyczne cech równe są zeru,
 w_j – wartości oznaczające wagi cech, mające następujące własności:

$$\sum_{j=1}^m w_j^2 = 1 \text{ oraz } w_j > 0 \quad (8)$$

Wagi ustalane są w zależności od przyjętej metody rangowania.

Metoda I głównej składowej (Kolenda 2001, 2002) – wagi ustalane są na podstawie głównego kierunku zbioru punktów, a ranking obiektów dokonywany jest na podstawie wartości pierw-

szej głównej składowej według wzoru (7). Wartości w_j są wartościami pierwszego wektora własnego.

Metody tej nie stosuje się, gdy wartości pierwszego wektora własnego nie są wszystkie dodatnie

Ścieżka rozwoju Hellwiga (Hellwig 1968, Kolenda 2002) – wagi ustalane są za pomocą dwóch punktów: W – wzorca o współrzędnych x_{Wj} i A – antywzorca o współrzędnych x_{Aj} :

$$w_j = \frac{x_{Aj} - x_{Wj}}{d(A, W)} \quad (9)$$

gdzie $d(A, W)$ – odległość euklidesowa punktów A i W .

Obliczenia dla dwóch wyżej przedstawionych metod rangowania wykonano za pomocą autorskiego programu „Taksonomia” pani Marii Kolendy i pana Karola Kolendy udostępnionego przez autorkę.

Wyniki badań

W tabeli 1 przedstawiono dane liczbowe dotyczące wyposażenia 16 województw w poszczególne elementy infrastruktury technicznej.

TABELA 1. Wybrane elementy infrastruktury technicznej w 2000 roku
TABLE 1. Selected elements of technical infrastructure in 2000

Wyszczególnienie Specification	Sieć [km/100 km ²] System in km/100 km ²		Sieć wodociągowa [km/100 km ²] Gmina roads	Gęstość sieci telefonicznej na wsi [ab./1000 mieszkańców] Thickness of telephone-net in the country	Podłączenia sieci gazowej do budynków [szt./km sieci] Connection leading to residential buildings in pieces/km gas-line
	kanalizacyjna sewerage	wodociągowa distribution water-line			
Dolnośląskie	8,15	38,22	42,84	308,40	21,30
Kujawsko-pomorskie	5,40	61,7	89,03	282,50	24,70
Lubelskie	2,91	24,79	50,80	249,00	17,20
Lubuskie	1,89	31,82	22,62	272,40	19,80
Łódzkie	3,01	46,79	83,02	290,30	18,80
Małopolskie	11,20	95,97	68,88	260,20	16,10
Mazowieckie	3,24	56,42	54,52	347,40	22,90
Opolskie	3,85	51,9	54,52	243,80	26,70
Podkarpackie	15,88	37,48	54,97	223,20	19,30
Podlaskie	2,03	34,59	37,48	276,10	23,50
Pomorskie	7,00	42,45	40,41	294,80	21,00
Śląskie	9,02	72,82	73,59	281,20	20,20
Świętokrzyskie	4,79	48,26	68,03	218,60	18,60
Warmińsko-mazurskie	4,30	31,3	31,55	251,20	25,60
Wielkopolskie	4,67	54,61	70,02	286,20	20,70
Zachodniopomorskie	5,49	18,71	23,74	301,80	18,10
Średnia wartość	5,80	46,74	54,13	274,19	20,91

Najmniejsze dysproporcje pomiędzy województwami można zauważyć w odniesieniu do ilości aparatów telefonicznych na 1000 mieszkańców, największe natomiast w wyposażeniu w sieć kanalizacyjną.

Duże wartości obliczonych wskaźników świadczą o dobrze rozwiniętej infrastrukturze technicznej. Wyniki badań dla poszczególnych metod przedstawiono w tabelach 2 i 3. Analizując wyniki można zauważyć, że miejsce w rankingu kolejnych województw zmienia się w zależności od zastosowanej metody. Jedynie województwa po-

morskie i śląskie mają tę samą pozycję. Największa rozbieżność występuje w stosunku do województw: mazowieckiego (met. standaryzowanych sum – MSS, ścieżka rozwoju Hellwiga – SRH → 4; I główna składowa – IGS → 11), podkarpackiego (SRH → 10, IGS → 3), świętokrzyskiego (SRH → 11, IGS → 5). W pozostałych przypadkach zmiany miejsca w zestawieniu są niewielkie (2–3 miejsca). W większości przypadków miejsce województwa uzależnione jest od zastosowanej metody oraz od cech wykorzystywanych w rankingu.

TABELA 2. Zestawienie wyników obliczeń dla wykorzystanych metod
TABLE 2. Composition of results of calculations for used methods

Wyszczególnienie Specification	I główna składowa First main composition	Ścieżka rozwoju Hellwiga Path of development Hellwig's	Metoda standaryzowanych sum Method of sums
Dolnośląskie	0,251	0,640	0,707
Kujawsko- -pomorskie	0,560	1,000	1,105
Lubelskie	0,219	0,000	0,000
Lubuskie	0,000	0,055	0,061
Łódzkie	0,468	0,576	0,637
Małopolskie	1,000	0,905	1,000
Mazowieckie	0,229	0,889	0,983
Opolskie	0,268	0,601	0,664
Podkarpackie	0,656	0,542	0,599
Podlaskie	0,034	0,325	0,359
Pomorskie	0,255	0,549	0,607
Śląskie	0,722	0,937	1,035
Świętokrzyskie	0,526	0,261	0,288
Warmińsko- -mazurskie	0,029	0,326	0,361
Wielkopolskie	0,456	0,675	0,746
Zachodniopomor- -skie	0,015	0,147	0,162

TABELA 3. Ranking województw w zależności od zastosowanej metody
TABLE 3. Ranking of provinces according to used method

I główna składowa	Ścieżka Hellwiga	Metoda standaryzowanych sum
Małopolskie	kujawsko-pomorskie	małopolskie
Śląskie	śląskie	śląskie
Podkarpackie	małopolskie	kujawsko-pomorskie
Kujawsko-pomorskie	mazowieckie	mazowieckie
Świętokrzyskie	wielkopolskie	wielkopolskie
Łódzkie	dolnośląskie	łódzkie
Wielkopolskie	opolskie	dolnośląskie
Opolskie	łódzkie	podkarpackie
Pomorskie	pomorskie	pomorskie
Dolnośląskie	podkarpackie	opolskie
Mazowieckie	warmińsko-mazurskie	świętokrzyskie
Lubelskie	podlaskie	podlaskie
Podlaskie	świętokrzyskie	warmińsko-mazurskie
Warmińsko-mazurskie	zachodniopomorskie	zachodniopomorskie
Zachodniopomorskie	lubuskie	lubelskie
Lubuskie	lubelskie	lubuskie

TABELA 4. Ranking województw w zależności od zastosowanej metody i cech
TABLE 4. Ranking of provinces according to used method and feature

Metoda standaryzowanych sum		Ścieżka Hellwiga		I główna składowa	
Dla czterech cech	Dla pięciu cech	Dla czterech cech	Dla pięciu cech	Dla czterech cech	Dla pięciu cech
<i>Małopolskie</i>	małopolskie	<i>małopolskie</i>	Kujawsko-pomorskie	<i>małopolskie</i>	małopolskie
<i>Śląskie</i>	śląskie	<i>śląskie</i>	śląskie	<i>śląskie</i>	śląskie
<i>Kujawsko-pomorskie</i>	podkarpackie	<i>kujawsko-pomorskie</i>	małopolskie	<i>kujawsko-pomorskie</i>	kujawsko-pomorskie
<i>Mazowieckie</i>	Kujawsko-pomorskie	<i>mazowieckie</i>	mazowieckie	<i>podkarpackie</i>	mazowieckie
<i>Wielkopolskie</i>	świętokrzyskie	<i>wielkopolskie</i>	wielkopolskie	<i>świętokrzyskie</i>	wielkopolskie
<i>Łódzkie</i>	łódzkie	<i>łódzkie</i>	dolnośląskie	<i>wielkopolskie</i>	łódzkie
<i>Podkarpackie</i>	wielkopolskie	<i>dolnośląskie</i>	opolskie	<i>łódzkie</i>	dolnośląskie
<i>Dolnośląskie</i>	opolskie	<i>podkarpackie</i>	łódzkie	<i>opolskie</i>	podkarpackie
<i>Pomorskie</i>	pomorskie	<i>pomorskie</i>	pomorskie	<i>mazowieckie</i>	pomorskie
<i>Opolskie</i>	dolnośląskie	<i>opolskie</i>	podkarpackie	<i>dolnośląskie</i>	opolskie
<i>Świętokrzyskie</i>	mazowieckie	<i>świętokrzyskie</i>	warmińsko-mazurskie	<i>pomorskie</i>	świętokrzyskie
<i>Zachodniopomorskie</i>	lubelskie	<i>zachodniopomorskie</i>	podlaskie	<i>lubelskie</i>	podlaskie
<i>Podlaskie</i>	podlaskie	<i>podlaskie</i>	świętokrzyskie	<i>warmińsko-mazurskie</i>	warmińsko-mazurskie
<i>Lubelskie</i>	warmińsko-mazurskie	<i>lubelskie</i>	zachodniopomorskie	<i>podlaskie</i>	zachodniopomorskie
<i>Warmińsko-mazurskie</i>	zachodniopomorskie	<i>warmińsko-mazurskie</i>	lubuskie	<i>lubuskie</i>	lubelskie
Lubuskie	lubuskie	lubuskie	lubelskie	<i>zachodniopomorskie</i>	lubuskie

W tabeli 4 zostało przedstawione porównanie wyników otrzymanych dla opisanych wyżej metod. W odróżnieniu do tabeli 3 przedstawiono wyniki rankingu w dwóch przypadkach: w kolumnie „dla pięciu cech” przedstawiony jest ranking województw według cech oznaczonych symbolami: C1, C2, C3, C4, C5. Natomiast w kolumnach podpisanych „dla czterech cech” (*nazwy województw napisane kursywą*) przedstawiono ranking według cech oznaczonych symbolami: C1, C2, C3, C4.

Podsumowanie

Przedstawione wyniki wskazują na konieczność wykonania szczegółowych badań dotyczących wyboru odpowiedniej metody kompleksowej oceny stanu infrastruktury technicznej, jak również doboru cech.

Przy rozpatrywaniu pojedynczych składników infrastruktury nazwanych cechami w danym obszarze administracyjnym nie uzyska się możliwości oceny globalnego rozwoju tego obszaru. Z tego względu bardziej racjonalne będzie posługiwanie się metodami umożliwiającymi wykorzystanie wielu cech.

Literatura

- GRABINSKI T. 1992: Metody taksonometrii. AE, Kraków.
- KOLENDA M. 2001: Dwie metody rangowania: ścieżka rozwoju Hellwiga i Pierwsza główna składowa. *Ekonometria* 8: 64–77.
- KOLENDA M. 2002: Wariancja kierunkowa jako kryterium wyboru metody rangowania. *Przegląd Statystyczny* 3: 75–91.
- KOLENDA M., KOLENDA K. 2002: Autorski program komputerowy „Taksonomia”.
- MRiRW 2000: Informacje o stanie infrastruktury technicznej wsi w 2000 roku.
- NOWAK E. 1990: Metody taksonomiczne w klasyfikacji obiektów społeczno-gospodarczych. PWE, Warszawa.

Summary

Statistical methods for estimations of condition of technical infrastructure in rural areas. The possibilities of the development of agricultural production and non-agricultural kinds of farming on rural areas depend mainly on the state of infrastructure equipment. The condition of the technical infrastructure in these areas is very important, causes the preservation of environment (eg. Sewerage system and waste water treatment plants). This paper shown changes in the equipment of infrastructure of rural areas situated on 16 voivodships in 2000. Target of work is show, that place of province in ranking depends from used methods.

Authors' address:

Agnieszka Zateplińska-Buczek, Jerzy Jeznach
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Kształtowania Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
e-mail: jenach@alpha.sggw.waw.pl
e-mail: zateplinskkaa@poczta.onet.pl

Bonifacy LYKOWSKI, Dorota PRUS

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Zakład Meteorologii i Klimatologii

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Division of Meteorology and Climatology

Ocena bioklimatu gminy Raszyn na potrzeby planowania przestrzennego

Evaluation of Raszyn commune bioclimate for spatial planning

Słowa kluczowe: topoklimat, bioklimat

Key words: topoclimate, bioclimate

Wprowadzenie

Wpływem klimatu na człowieka zajmowano się już w starożytności. Hipokrates (ok. 460–370 r. p.n.e.), wykorzystując doświadczenia swoich poprzedników i własne, napisał traktat „O powietrzu, wodach i okolicach”. Zwrócił w nim uwagę na to, że warunki pogodowe mogą w pewnych sytuacjach szkodzić, w innych pomagać zdrowiu człowieka, a nawet leczyć. Współczesna biometeorologia człowieka rozwinęła się w drugiej połowie XIX wieku, a za jej twórcę uważany jest K. Dorn, wieloletni dyrektor obserwatorium meteorologicznego w Davos (Szwajcaria). Obecnie biometeorologia i bioklimatologia ma szerokie zastosowanie we wszystkich dziedzinach życia człowieka. Bioklimat pomieszczeń do pracy wpływa na stan zdrowotny i samopoczucie człowieka,

a co za tym idzie na wydajność i jakość pracy. Warunki biometeorologiczne i bioklimatyczne mają duże, a niekiedy decydujące znaczenie w jakości wypoczynku, rekreacji, leczeniu sanatoryjnym; bierze się je także pod uwagę przy lokalizacji budownictwa mieszkaniowego (Lykowski 2003). Rozpoznanie w tym zakresie musi być poczynione w celu zapewnienia korzystnej lokalizacji danej inwestycji, a zwłaszcza dla uniknięcia lokalizacji ośrodków sanatoryjnych w bioklimacie szkodliwym dla zdrowia człowieka lub w pobliżu obiektów przemysłowych, emitujących substancje szkodliwe do środowiska, a ze względu na lokalne warunki klimatyczne, w stopniu istotnym pogarszające bioklimat danego obszaru.

W pracy przedstawiono charakterystykę bioklimatu gminy Raszyn koło Warszawy, która ze względu na położenie w bezpośrednim sąsiedztwie Warszawy oraz sposób zagospodarowania stanowi wyjątkowo ciekawy obszar z punktu widzenia bioklimatu i planowania przestrzennego.

Gmina Raszyn graniczy z Warszawą (leży na południowych krańcach aglomeracji warszawskiej) i charakteryzuje się oryginalnymi warunkami biometeorologicznymi, związanymi z bardzo specyficznym zagospodarowaniem i użytkowaniem tych terenów. Znaczna część obszaru gminy w południowej i wschodniej części to obszary rolnicze o rzadkiej zabudowie oraz leśne. W północnej części gminy występują znaczne obszary rezerwatu „Stawy Raszynskie” (kilka stawów) oraz zwarta zabudowa mieszkaniowa i usługowa. Ta część gminy sąsiaduje bezpośrednio z terenem lotniska komunikacyjnego (Port Lotniczy im. Fryderyka Chopina na Okęciu), leżącego już w granicach Warszawy, które zakłóca klimat akustyczny północnej i wschodniej części gminy Raszyn. Znacznym problemem gminy są także duże obszary komunikacyjne wzdłuż tras szybkiego ruchu E7 w kierunku Krakowa i E8 w kierunku Katowic. Stanowią one liniowe źródła emisji zanieczyszczeń powietrza związanymi chemicznymi gazowymi i pyłem z transportu samochodowego, a także wprowadzają zakłócenia akustyczne i wibracje w środowisku.

Obszar Lasów Sękocińsko-Chojnowskich i doliny rzeki Raszynki stanowi ogólnie ciąg ekologiczny, objętego Obszarem Chronionego Krajobrazu. Rzeka Raszynka jest zanieczyszczona ściekami komunalnymi i przemysłowymi. Teren gminy jest wybitnie płaski, o płytkim zaleganiu wody gruntowej (ok. 2 m).

Dane meteorologiczne pochodzą ze stacji Warszawa-Okęcie. Stacja ta jest położona tuż za granicą administracyjną gminy Raszyn, na skraju lotniska komunikacyjnego (teren otwarty) i jest reprezentatywna dla terenów rolniczych (otwartych) gminy.

Charakterystykę klimatu na obszarze wydzielonych jednostek topoklimatycznych przeprowadzono po redukcji danych z Okęcia. Do tego celu wykorzystane zostały mapy rozkładu przestrzennego elementów klimatologicznych, zamieszczone w Atlasie Warszawy (1996) oraz informacje zamieszczone w literaturze (Łykowski 1999).

Temperaturę odczuwalną przez człowieka NTE (normalna temperatura efektywna) obliczono ze wzoru Misenarda, a wskaźniki ochładzania biometeorologicznego ze wzoru Hilla.

Wyniki pomiarów emisji zanieczyszczeń powietrza wzdłuż tras komunikacyjnych E7 i E8 zaczerpnięto z opracowania Urzędu Gminy Raszyn (1999), dotyczącego kierunków zagospodarowania przestrzennego tej gminy, a dane o zasięgu zakłóceń akustycznych lotniska Okęcie – z artykułu Wosia (2003).

Wyniki

Na obszarze gminy Raszyn wydzielono 5 jednostek topoklimatycznych, pokrywających się z jednostkami fizjograficznymi i sposobem użytkowania na tym obszarze (rys. 1). W północnej części gminy występuje stosunkowo



Gmina Raszyn / Raszyn commune

1 km

- 1 – zabudowa zwarta / housing area
- 2 – Rezerwat „Stawy Raszyńskie” / „Stawy Raszyńskie” reserve
- 3 – tereny rolnicze / rural area
- 4 – las / forest
- 5 – obszary komunikacyjne (E7, E8) / transport area
- 6 – port lotniczy im. Fryderyka Chopina / Fryderyk Chopin Airport
- I, II – pasy startowe / runways

RYСУNEK 1. Użytkowanie terenu w gminie Raszyn

FIGURE 1. Land use in Raszyn commune

niewielki obszar zwartej zabudowy mieszkaniowej i usługowej o charakterystycznych cechach topoklimatu miasta (tab. 1). Od strony południowej do tego obszaru przylega bezpośrednio rezerwat „Stawy Rybne”, który ciągnie się do miejscowości Falenty IMUZ. Największy obszar w gminie Raszyn zajmują tereny rolnicze, które występują w pozostałej części gminy, za wyjątkiem Lasów Sękocińskich. Ze względu na występującą tylko luźną zabudowę oraz użytkowanie typowo rolnicze i przy nieznacznym różnicowaniu hipsometrycznym, topoklimat tego obszaru jest charakterystyczny dla klimatu terenów otwartych Kotliny Warszawskiej (tab. 1). Stosunkowo niewielki obszar w południowej części gminy zajmują Lasy Sękocińskie, wchodzące w skład Obszaru Chronionego Krajobrazu, o typowych cechach klimatu lasu.

Ważnymi elementami w krajobrazie gminy Raszyn, z punktu widzenia bioklimatu, są dwie główne trasy komunikacyjne, w tym droga europejska E8, oraz graniczące z gminą lotnisko komunikacyjne na Okęciu (zakłócenia akustyczne i wibracje).

W tabeli 1 zamieszczono wartości podstawowych elementów klimatologicznych, charakteryzujących klimat lokalny terenów rolniczych i obszaru zabudowanego, istotnych z punktu widzenia potrzeb planowania przestrzennego.

Klimat terenów otwartych (rolniczych) jest typowy dla Kotliny Warszawskiej. Do jego charakterystyki mogą posłużyć dane ze stacji meteorologicznej Okęcie (tab. 1), położonej tuż przy granicy administracyjnej gminy Raszyn, od strony północnej.

Klimat obszaru zabudowanego gminy charakteryzuje się wyraźnie wyższą temperaturą powietrza (wartość średnia roczna wyższa o $0,7^{\circ}\text{C}$), niższą wilgotnością powietrza i wyraźnie mniejszą prędkością wiatru (tab. 1). W przypadku wiatru należy pamiętać, że na obszarze zabudowanym zachodzi zjawisko sterowania strugami powietrza przez różne budowle. Z tego względu prędkość wiatru jest tu bardzo zróżnicowana i w niektórych miejscach zachodzi znaczne przyspieszenie prędkości wiatru, a w innych – zmniejszenie, a nawet cisza.

Większe różnicowanie zachodzi w warunkach bioklimatycznych omawianych obszarów (tab. 2). Wartości wskaźnika normalnej temperatury efektywnej NTE (odczuwanej przez człowieka) są we wszystkich miesiącach zimowych wyraźnie większe na terenie zabudowanym i w miesiącach zimowych ta różnica dochodzi do 3°C . Również wartości wskaźnika ochładzania biometeorologicznego suchego (H_s) są korzystniejsze dla terenów zabudowanych. W tym wypadku mniejsza wartość H_s oznacza mniejszą stratę ciepła przez organizm. Odczucie „zimna” na obszarze zabudowanym nie występuje w żadnym miesiącu, podczas gdy na terenach otwartych odczucie takie ma miejsce w miesiącach I, II i XII. Wprawdzie w miesiącach letnich na obszarze zabudowanym wskaźnik H_s mieści się w klasie „ciepło” od V do IX, nie oznacza to jednak znacznego pogorszenia warunków bioklimatycznych (przegrzanie) w stosunku do terenów otwartych, gdyż wartości H_s tylko nieznacznie przekraczają graniczną wartość odczuwalności cieplnej „komfort”.

TABELA 1. Średnie miesięczne wartości elementów klimatologicznych. Warszawa-Okęcie 1981–2000
TABLE 1. Mean values of climatological elements. Warszawa-Okęcie 1981–2000

Wyszczególnienie Specification	Miesiąc / Month												Rok Year
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
Tereny rolnicze / Rural area													
t	-1,7	-1,1	2,6	8,3	14,0	16,5	18,4	18,0	13,2	8,4	2,5	-0,6	8,2
P	21,3	21,5	29,7	36,0	52,8	70,6	69,0	53,2	47,2	36,1	39,3	36,1	512,8
f	86	85	78	73	70	70	72	75	78	82	69	88	77
v	4,8	4,9	4,7	4,2	3,8	3,4	3,2	3,0	3,3	3,7	4,2	4,3	4,0
Tereny zabudowane / Urban area													
t	-1,2	-0,1	3,1	8,9	14,6	17,1	19,2	18,6	13,8	9,2	3,2	-0,1	8,9
P	21,3	21,5	29,7	36,0	52,8	70,6	69,0	53,2	47,2	36,1	39,3	36,1	512,8
f	81,7	80,8	74,1	69,4	66,5	66,5	68,4	71,3	74,1	77,9	65,6	83,6	73,3
v	3,8	3,9	3,8	3,4	3,0	2,7	2,6	2,4	2,6	3,0	3,4	3,4	3,2

Objaśnienia/Explanations:

t – temperatura / temperature [$^{\circ}\text{C}$],

P – opady atmosferyczne / precipitations [mm],

f – wilgotność względna / relative humidity [%],

v – prędkość wiatru / wind speed [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$].

TABELA 2. Średnie wartości normalnej temperatury efektywnej NTE i wielkości ochładzającej Hs. Gmina Raszyn

TABLE 2. Mean values of effective temperature normal NTE and cooling power Hs, Raszyn commune

Użytko- wanie ziemi <i>Land use</i>	Wskaźniki <i>Indices</i>	Miesiąc / Month											
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Tereny rolnicze <i>Rural area</i>	NTE [$^{\circ}\text{C}$]	-17,0	-16,0	-10,0	-2,0	5,6	9,0	11,5	11,2	5,0	-1,7	9,9	-15,0
	Hs [$\text{mcal}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$]	44,3	44,0	38,9	30,8	23,5	19,9	17,6	17,5	22,9	29,1	37,2	41,0
Odczucie termiczne <i>Thermal feeling</i>		z	z	ch	ch	k	c	c	c	k	k	ch	z
Tereny zabudo- wane <i>Urban area</i>	NTE [$^{\circ}\text{C}$]	-14,0	-13,0	-8,1	-0,2	7,2	10,4	13,0	12,6	6,7	0,4	-6,8	-12,0
	Hs [$\text{mcal}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$]	39,4	38,7	34,9	27,5	20,7	17,5	15,4	15,4	20,2	25,8	33,2	36,5
Odczucie termiczne <i>Thermal feeling</i>		ch	ch	ch	k	c	c	c	c	c	k	ch	ch

Oznaczenia/Explanations:

z – zimno/cold,

ch – chłodno/cool,

k – komfortowo/comfortable,

c – ciepło/warm.

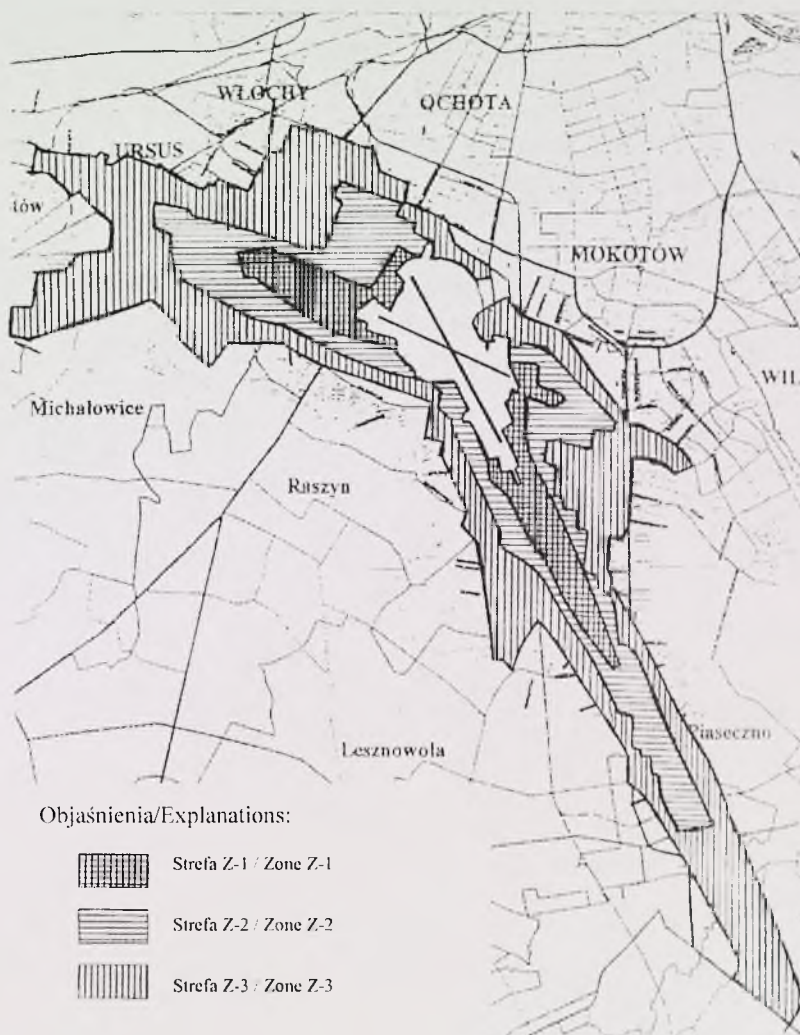
Oddziaływanie rezerwatu „Stawy Rybne” na klimat lokalny terenów przyległych ogranicza się jedynie do wąskiego pasa przybrzeżnego. Wyraźniej jest modyfikowana jedynie prędkość wiatru, gdyż nad powierzchnią wody występuje znacznie mniejsza siła tarcia aniżeli na terenach przylegających. Pogarsza to wartości wskaźnika H_s w kierunku przechłodzenia organizmu ludzkiego.

Znaczne zakłócenie klimatu akustycznego w północnej części gminy

Raszyn jest związane z oddziaływaniem lotniska na Okęcie, które przylega bezpośrednio do granicy administracyjnej gminy oraz tras komunikacyjnych E7 i E8. Na rysunku 2 przedstawione zostały izofony (linie o jednakowym natężeniu dźwięku) okolic lotniska. Na tej podstawie wyznaczono Obszar Ograniczonego Użytkowania (Woś 2003), obejmujący swoim zasięgiem północne i wschodnie krańce gminy Raszyn (rys. 2 i 3).



RYSUNEK 2. Poziom zakłóceń akustycznych (w dB) w rejonie lotniska Okęcie
FIGURE 2. Noise levels (in dB) near of Airport Okęcie



RYSUNEK 3. Strefy ograniczonego użytkowania w rejonie lotniska Okęcie
FIGURE 3. Use zones of near Airport Okęcie

Obszar ten został podzielony na 3 strefy (Z1, Z2, Z3) i teren lotniska (Rozporządzenie Wojewody Mazow.), w których poziom hałasu waha się od 70 do 45dB. Dopuszczalny poziom hałasu jest przekraczany we wszystkich strefach. W zależności od użytkowania

terenu obowiązują różne zarządzenia. W strefach Z1 i Z2 nie wolno lokalizować nowych budynków mieszkalnych wielorodzinnych, a jednorodzinne można budować tylko jako towarzyszące innym obiektom funkcyjnym. Nie wolno jest też zmieniać przeznaczenia już

istniejących obiektów na szpitale i domy opieki społecznej. W już istniejących budynkach konieczne jest też dokonanie zabezpieczeń w celu ochrony przed hałasem. W wypadkach koniecznych, Przedsiębiorstwo „Porty Lotnicze” musi wypłacać odszkodowania lub wykupić nieruchomości. W strefie Z3 nie wolno lokalizować szpitali, domów opieki społecznej, internatów.

Trasy komunikacyjne E7 i E8 to obszar emisji hałasu, wibracji oraz zanieczyszczeń gazowych i pyłowych. Badania wykazały, że zanieczyszczenia substancjami ropopochodnymi sięgają na odległość 300 m od tras E7 i E8, a w pojedynczych przypadkach dochodzą nawet na odległość 1 km (Urząd Gminy Raszyn 1999).

Podsumowanie

Największą jednostką fizjograficzną gminy Raszyn są tereny rolnicze (60% powierzchni). Klimat tego obszaru jest typowy dla Kotliny Warszawskiej. Wyraźne zróżnicowanie klimatu lokalnego występuje na obszarze zwartej zabudowy (22% powierzchni gminy). Powierzchnie zbiorników wodnych zajmują 3% ogólnego obszaru gminy i odgrywają bardzo pozytywną rolę w klimacie lokalnym, gdyż stwarzają kontrast termiczny w podłożu, który sprzyja rozwojowi pionowych prądów konwekcyjnych. Są tu również bardzo dobre warunki do zagospodarowania rekreacyjnego.

Lasy (15% powierzchni) posiadają odrębny, specyficzny klimat lokalny i mezoklimat lasu.

Ze względu na występujące stosunkowo duże powierzchnie wodne („Stawy Rybne”), wpływające na zwiększenie prędkości wiatru, celowe jest wprowadzenie zadrzewień szpalerowych, które poprawiłyby klimat lokalny, a zwłaszcza bioklimat (mniejsze ochładzanie biometeorologiczne).

Ze względu na płytkie zaleganie zwierciadła wody gruntowej oraz stosunkowo duży obszar zajęty przez zespół zbiorników wodnych rezerwatu „Stawy Rybne”, nie zaleca się wprowadzania w gminie Raszyn zwartej zabudowy mieszkaniowej, a także większych obiektów przemysłowych, pomimo występujących tu dogodnych warunków bioklimatycznych.

Poważnym problemem z punktu widzenia bioklimatu są lotnicze zakłócenia akustyczne, występujące w północnej i wschodniej części gminy.

Literatura

- Atlas Warszawy 1996: Środowiska fizyczno-geograficzne. Niektóre zagadnienia. JGiPZ PAN, Warszawa.
- ŁYKOWSKI B. 1999: Podstawy klimatologii stosowanej. Działy wybrane. Rozdz. 7. Podstawowe zasady oceny lokalnych warunków klimatycznych. Wydaw. SGGW, Warszawa.
- ŁYKOWSKI B. 2003: Ocena topoklimatu Łuku Siekierskiego na potrzeby budownictwa. *Acta Sci. Pol. Architectura* 2(1): 15–30.
- Miesięczny Przegląd Agrometeorologiczny 1981–2000. IMGW, Warszawa.
- Urząd Gminy Raszyn 1999: Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Raszyn.
- WOŚ M. 2003: Obszar niezbędny wokół lotniska Chopina. *Biul. Przeds. Państw. Porty Lotnicze* 7(33): 10.

Summary

Evaluation of Raszyn commune bioclimate for spatial planning. The article presents evaluation of topoclimate and bioclimate as part of the ecophysiological study. The highest biotopoclimatic differentiation in Raszyn commune has been found between an agricultural area and urban area. In case of appropriation this rural area for housing sparsely building making good condition of ventilation are recommended. Levels of environmental noise requisite to protect public health and welfare is exceeded mainly due to International Airport Okęcie in North-East part of Raszyn commune.

Author's address:

Bonifacy Łykowski
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

**Paweł OGŁĘCKI¹, Kinga PACHUTA¹, Zbigniew POPEK²,
Michał WASILEWICZ²**

¹ Katedra Kształtowania Środowiska SGGW
Department of Environmental Management WAU

² Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW
Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Zróżnicowanie biocenotyczne odcinków doliny Wkry o różnym stopniu przekształceń antropogenicznych The environmental differentiation of Wkra river valley's sections with different anthropogenic activity

Słowa kluczowe: rzeki, antropopresja, ekoregulacja

Key words: rivers, antropopression, river management

Wprowadzenie

Współczesne krajobrazy dolin rzecznych charakteryzują się wyjątkową wartością przyrodniczą i zaliczane są do ekosystemów najbogatszych pod względem florystycznym i faunistycznym. Pełnią funkcję środowiskotwórczą i kulturową, zasługując na szczególną ochronę przed zmianami antropogenicznymi (Ochrona... 1993, Solowiej 1995), a także funkcjonują jako korytarze ekologiczne o znaczeniu regionalnym i ponadregionalnym. Wiele dolin zostało już w znacznym stopniu zmienionych wskutek prac melioracyjnych oraz regulacji rzek i wymaga zabiegów korygujących lub renaturyzacyjnych (Żelazo i Popek 2002). Podejmując jakiegokolwiek

działania w środowisku dolin rzecznych, należy:

- zinventaryzować poszczególne jego elementy,
- zwaloryzować je,
- sformułować wytyczne działania,
- stworzyć koncepcję programowo-przestrzenną oraz projekty dotyczące elementów wymagających realizacji (Ilnicki i in. 1987, Żelazo i Popek 2002).

Pełna inwentaryzacja i następująca po niej waloryzacja mozaiki ekosystemów w dolinie rzecznej wymagają uwzględnienia zarówno parametrów hydromorfologicznych strefy korytowej i przyrzecznej, jak i wskaźników biocenotycznych, opisujących stan środowiska ożywionego w poszczególnych strefach ekomorfologicznych doliny (akwacyjnej, przyrzecza, tarasów i zboczy oraz przydolinowej, traktowanej jako obszar ekotonowy). Stąd konieczność wymiany doświadczeń między hydrologami a przyrodnikami – najle-

piej przez wspólne projekty badawcze. Jeden z nich, realizowany na Wydziale Inżynierii i Kształtowania Środowiska SGGW w Warszawie, ma na celu określenie wzajemnych zależności między morfologią koryta rzecznego a walorami przyrodniczo-krajobrazowymi cieku i doliny. W pracy przedstawiono wyniki otrzymane w czasie dwóch sezonów realizacji projektu, zaplanowanego na okres trzyletni.

Obiekt i metody badań

Rzeka Wkra, położona w północno-wschodniej części Polski, jest zaliczana w naszym kraju do rzek średniej wielkości. Ma długość 249 km i całkowitą powierzchnię zlewni 5322 km². Wypływa z obszaru bagien leżących w pobliżu Nidzicy i płynąc na południe, uchodzi do rzeki Narwi. Reżim hydrologiczny Wkry zaliczany jest do typu śnieżnego silnie wykształconego. Odpływ w półroczu zimowym stanowi 68%, a w półroczu letnim 32% całkowitego odpływu rocznego (Przeptywy... 1997). Największe przepływy występują w marcu i kwietniu – na te dwa miesiące przypada około 25% całkowitego odpływu rocznego. Średni przepływ w marcu i kwietniu jest prawie dwa razy większy od przepływu średniego rocznego. Zlewnia charakteryzuje się stosunkowo małą retencyjnością i ubogimi zasobami wodnymi. Średni roczny odpływ jednostkowy ze zlewni wynosi 4,12 l/s·km² i jest mniejszy od odpowiednich wskaźników dla całej zlewni Narwi (4,51 l/s·km²) i Wisły (5,63 l/s·km²).

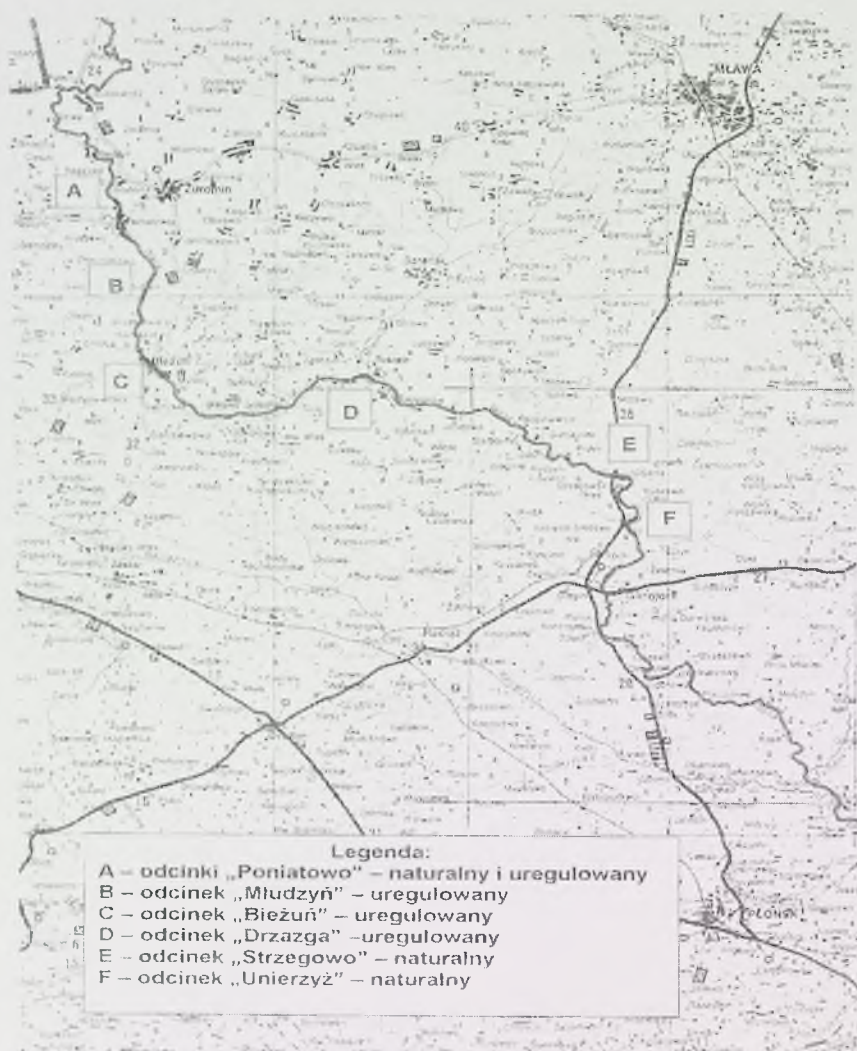
Badania biocenotyczne prowadzone były na środkowym odcinku rzeki Wkry między 90 i 150 km, na którym wybrano

7 odcinków długości 1–2 km (rys. 1), w tym odcinek A składający się z dwóch części: górnej – z korytem w stanie naturalnym, i dolnej – uregulowanej. Wśród pozostałych odcinków: 3 to odcinki uregulowane i 2 w stanie zbliżonym do natury.

Na wytypowanych odcinkach przeprowadzono pomiary hydrometryczne w celu ustalenia podstawowych charakterystyk koryta (wskaźnika krzywoliniowości, względnych długości promieni łuków, przeciętnych kątów wewnętrznych łuków, prędkości przepływu). Wykonano badania florystyczne strefy akwaticznej (koryto rzeki) oraz przyrzecznej (pas szerokości około 20 m na obu brzegach) metodą transektów poprzecznych oraz Braun-Blanqueta, przy różnej powierzchni wykonywanych zdjęć (Faliński 1990–1991).

Stan fauny bezkręgowej i kręgowej strefy akwaticznej oceniono na podstawie odłowów kontrolnych, przy których korzystano z czerpaka dna, skrobaka oraz siatki planktonowej o średnicy oczek 50 mikrometrów. Do odłowu ryb wykorzystano żywołowny agregat prądotwórczy. Stan taksonomiczny fauny bezkręgowej ustalono na podstawie dokładnych, laboratoryjnych obserwacji makro- i mikroskopowych, ryby oznaczano bezpośrednio w terenie. Skład gatunkowy herpeto- i awifauny ustalono na podstawie obserwacji terenowych prowadzonych regularnie przez cały okres badań.

Waloryzację przyrodniczo-krajobrazową wytypowanych odcinków przeprowadzono za pomocą metody indeksowej Oglęckiego i Pawłata (Oglęcki 1999, Oglęcki i Pawlat 2000). Tryb postępowania jest według niej pięcioetapowy.



RYSUNEK 1. Lokalizacja odcinków badawczych
FIGURE 1. The investigated sections localisation

Etap I – wyróżnienie w obrębie badanego odcinka homogenicznego czterech stref ekomorfologicznych:

- strefy koryta rzeki w obrębie wody brzegowej (A),
- strefy przyrzecznej, obejmującej pasy terenu szerokości około 20 m po obu stronach rzeki (B),

- strefy tarasów i zboczy, obejmującej taras zalewowy i nadzalewowy oraz zbocza doliny po obu stronach rzeki (C),
- strefy przydolinowej, szerokości do 100 m po każdej stronie, traktowanej jako obszar ekotonowy (D).

Etap II – waloryzacja stref ekomorfologicznych poszczególnych odcinków doliny za pomocą opracowanych list identyfikacyjnych stanu środowiska. Każda z list zawiera kryteria główne oceny (elementy środowiska), które podzielone są na kryteria cząstkowe, charakteryzujące 5 stopni różnicowania danego elementu stanu środowiska, przypisując im punktową ocenę walorów przyrodniczych w skali od 1 do 5 (od najniższej do najwyższej). Dla ocenianej strefy doliny w obrębie kryteriów głównych wybiera się właściwe kryteria cząstkowe (a_i), zgodnie z zaobserwowanymi w terenie właściwościami środowiska, i odczytuje ocenę punktową. Ponieważ kryteria główne oceny strefy mają niejednakowe znaczenie, nadano im wagi względne (v_i), określające ich znaczenie w waloryzacji całościowej. Obliczanie całościowej indeksowej oceny walorów środowiska analizowanych stref ekomorfologicznych (A, B, C, D) wykonuje się według formuł: $V_A = \sum v_i a_i$... $V_D = \sum v_i a_i$, wyrażających sumy iloczynów wartości punktowej kryteriów głównych i przypisanych im wag w układzie przyrodniczym.

Etap III – całościowa waloryzacja indeksowa odcinka doliny ($V_{A+B+C+D}$) i koryta rzeki z przyrzeczem (V_{A+B}), uwzględniająca wskaźnik waloryzacji poszczególnych stref ekomorfologicznych (dokonanej w etapie II) według formuły: $V_k = \sum V_i W_i$, gdzie: V_k – indeks; punkтова ocena walorów środowiska doliny, V_i – punkтова ocena walorów środowiska w poszczególnej strefie, W_i – waga danej strefy ekomorfologicznej w układzie przyrodniczym doliny.

Etap IV – odczytanie kategorii walorów środowiska odcinka doliny i jej stref ekomorfologicznych według następującej skali punktowej:

I – bardzo wysokie, $V \in (4,21-5,00)$,

II – wysokie, $V \in (3,41-4,20)$,

III – średnie, $V \in (2,61-3,40)$,

IV – niskie, $V \in (1,81-2,60)$,

V – bardzo niskie, $V \in (1,00-1,80)$.

Etap V – analiza porównawcza wyników oceny walorów przyrodniczych poszczególnych odcinków doliny w aspekcie planowania przestrzennego, potrzeb ochrony bądź renaturyzacji.

Wyniki

Koryto rzeki na poszczególnych odcinkach badawczych charakteryzuje się zróżnicowaną morfologią, wynikającą przede wszystkim z ukształtowania koryta w planie oraz występowania budowli wodnych. Na wszystkich odcinkach uregulowanych występują mosty, jazy i progi, w tym zniszczone konstrukcje dawnych piętrzeń młyńskich.

Podstawowe charakterystyki układu poziomego koryta rzecznego na odcinkach badawczych podano w tabeli 1. Na odcinkach naturalnych koryto jest meandrujące. Wartości wskaźnika krzywoliniowości koryta rzeki (s), obliczanego jako stosunek długości koryta do długości doliny, na odcinkach naturalnych wynoszą 1,13–1,58. Względne długości promieni łuków, wyrażone stosunkiem R/B , gdzie R jest długością promienia łuku, a B szerokością koryta, osiągają stosunkowo małe wartości. Natomiast przeciętne kąty wewnętrzne łuków naturalnych są dość duże i wynoszą 115–129°.

TABELA 1. Charakterystyka ukształtowania koryta w planie na odcinkach badawczych rzeki Wkry
TABLE 1. The characteristics of riverbed shape in the investigated Wkra river sections

Odcinek badawczy The investigated section	Wskaźnik krzywoli- niowości <i>s</i> The bendiness index	Długość odcinków prostych <i>L_p</i> [%] The straight sections length	Charakterystyki łuków The characteristics of the arcs			
			względne długości promieni łuków R/B the relative arcs rays lenghts			przeciętny kąt wewnętrzny łuku [°] average arc's interior angle
			minimal- nych minimal	maksymal- nych maximal	przeciętn- nych average	
Odcinki naturalne/Natural sections						
Poniatowo (A1)	1,58	16,8	5,0	25,0	12,2	115
Strzegowo (E)	1,13	10,4	2,5	17,6	5,9	129
Unierzyż (F)	1,24	19,5	2,8	14,2	7,3	129
Odcinki uregulowane/Reclaimed sections						
Poniatowo (A2)	1,10	43,9	6,7	70,0	14,7	55
Młudzyń (B)	1,04	68,1	6,7	12,0	9,3	40
Biezuń (C)	1,07	46,7	16,8	60,0	48,8	23
Drzazga (D)	1,12	34,5	7,7	19,0	11,2	113

Uregulowane odcinki Wkry charakteryzują się znacznym „wyprostowaniem” trasy, o czym świadczy znaczący udział odcinków prostoliniowych ($L_p = 34,5\text{--}68,1\%$) i wynikające stąd małe wartości wskaźnika krzywoliniowości koryta ($s = 1,04\text{--}1,12$). Z reguły na odcinkach uregulowanych promienie łuków mają dużo większe długości niż na odcinkach naturalnych, natomiast kąty wewnętrzne są przeciętnie 2–3-krotnie mniejsze. Wyjątek stanowi odcinek Drzazga, na którym trasa regulacyjna, ukształtowana zgodnie z zasadami regulacji naturalnej, ma parametry podobne jak na odcinkach naturalnych.

Flora naczyniowa rzeki Wkry jest dość bogata – reprezentuje ją 140 gatunków roślin naczyniowych. Pod względem liczby gatunków odcinki uregulowane rzeki Wkry są znacznie uboższe (54 gatunki roślin naczyniowych) od odcinków nieuregulowanych (114 gatunków). Największe różnice

pojawiają się w bliskim sąsiedztwie budowli wodno-melioracyjnych, gdzie rozwój roślin był ograniczony przez umocnienia brzegowe i zwiększoną prędkość wody.

Zarówno na odcinkach uregulowanych, jak i nieuregulowanych na brzegach dominuje mrozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea*), a w korycie na odcinkach uregulowanych: rdestnica trawiasta (*Potamogeton gramineus*) oraz strzałka wodna (*Sagittaria sagittifolia*), natomiast na nieuregulowanych: grążel żółta (*Nuphar lutea*) – gatunek objęty ochroną ścisłą i jednocześnie jedyny chroniony gatunek, jaki został zinwentaryzowany na badanym obszarze, jeżogłówka gałęzista (*Sparganium erectum*), rzęsa drobna (*Lemna minor*) i spirodela wielokorzeniowa (*Spirodela polyrrhiza*).

Wyniki badań faunistycznych przedstawiono w tabeli 2. Fauna bez-

kręgową badanych odcinków Wkry (ogółem 77 gatunków łącznie z pierwotniakami) charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem. Występuje pełne spektrum typów ekologicznych – mulożercy, filtratorzy, roślinożercy, pasożyty, drapieżcy. Ichtiofauna (16 stwierdzonych gatunków) pozbawiona jest oso-

bliwości, choć na uwagę zasługuje występowanie piskorza (*Misgurnus fossilis*), rzadko notowanego w siedliskach rzecznych. Herpetofauna (9 gatunków płazów i 2 gatunki gadów) i awifauna (76 gatunków) są stosunkowo zróżnicowane, nie stwierdzono jednak gatunków bardzo rzadkich.

TABELA 2. Liczba gatunków zwierząt na poszczególnych odcinkach doliny Wkry
TABLE 2. The numbers of the animals in the investigated Wkra river sections

Odcinek badawczy The investigated section	Bezkręgowce wodne Water invertebrates	Ryby Fishes	Płazy Amphibians	Gady Reptiles	Ptaki Birds
Odcinki naturalne: Natural sections					
• Poniatowo (A1)	46	16	8	1	50
• Strzegowo (E)	45	13	7	2	41
• Unierzyż (F)	62	16	9	2	39
Odcinki uregulowane: Reclaimed sections:					
• Poniatowo (A2)	52	15	8	2	52
• Młudzyń (B)	45	14	7	1	43
• Biezuń (C)	39	14	8	2	36
• Drzazga (D)	48	15	9	2	38

TABELA 3. Wyniki waloryzacji przyrodniczo-krajobrazowej poszczególnych odcinków doliny Wkry oraz ich stref ekomorfologicznych

TABLE 3. The results of Wkra river sections and their ecomorphological parts environmental evaluation

Odcinek badawczy The investigated section	Strefa akwaticzna (korytowa) A Aquatic zone	Strefa brzegowa (przyrzeczna) B Bank zone	Strefa tarasów i zboczy C Terraces and slopes zone	Strefa przydolinowa D Up-valley zone	Ocena łączna doliny A+B+C+D Total valley evaluation
Odcinki naturalne: Natural sections					
• Poniatowo (A1)	3,85	3,70	3,55	2,35	3,57
• Strzegowo (E)	3,85	3,80	3,15	3,15	3,58
• Unierzyż (F)	4,65	4,50	3,50	3,85	4,20
Odcinki uregulowane: Reclaimed sections					
• Poniatowo (A2)	3,05	3,00	3,95	3,10	3,31
• Młudzyń (B)	3,20	2,90	2,90	2,75	3,01
• Biezuń (C)	3,55	3,50	3,50	3,10	3,39
• Drzazga (D)	3,90	3,00	3,35	2,70	3,44

W tabeli 3 przedstawiono wyniki waloryzacji wytypowanych odcinków doliny Wkry oraz poszczególnych stref ekomorfologicznych. W ocenie zgeneralizowanej wszystkie odcinki uregulowane (z wyjątkiem odcinka Drzazga – D) cechują się średnimi walorami przyrodniczo-krajobrazowymi, odcinki zaś naturalne (i odcinek Drzazga) – wysokimi walorami. Najistotniejsza – z punktu widzenia problematyki badań – strefa korytowa (akwaticzna) charakteryzowała się bardzo dobrymi wartościami przyrodniczo-krajobrazowymi na odcinku naturalnym Unierzyż (E), dobrymi wartościami – na pozostałych odcinkach naturalnych Poniatowo (A1) i Strzegowo (E) oraz na odcinkach uregulowanych Biezuń (C) i Drzazga (D), średnimi zaś wartościami – na odcinkach uregulowanych Poniatowo (A2) i Młudzyń (B).

Dyskusja wyników

Wyniki waloryzacji przyrodniczo-krajobrazowej wybranych odcinków doliny Wkry oraz strefy akwaticznej (korytowej) potwierdziły powszechnie cytowany fakt, iż stopień rozwinięcia linii brzegowej jest czynnikiem wpływającym pozytywnie na walory krajobrazowo-estetyczne mozaiki ekosystemów (Żelazo i Popek 2002). Regulacja rzek ma zazwyczaj związek z wyprostowaniem trasy koryta, stąd odcinki przekształcone przez człowieka są z reguły gorzej oceniane we wszystkich metodach waloryzacyjnych (Löfl-LWA 1985, Ilnicki i in. 1987, Oglęcki i Pawlat 2000). W przypadku Wkry symptomatyczny jest wynik waloryzacji uregulowanego odcinka Drzazga, zbliżonego

pod względem hydromorfologicznym do naturalnego. „Przyjazna środowisku” regulacja rzeki zaowocowała zachowaniem wysokich walorów przyrodniczo-krajobrazowych, co znalazło odzwierciedlenie w wyniku waloryzacji indeksowej. Godny uwagi jest równocześnie fakt, że odcinki uregulowane wciąż zachowują średnie walory przyrodniczo-krajobrazowe, zarówno w odniesieniu do całego przekroju doliny, jak i poszczególnych stref, nie odbiegając znacznie w tej ocenie od odcinków naturalnych.

W przypadku badań florystycznych analiza uzyskanych wyników wskazuje, że przeprowadzenie regulacji naturalnej – przyjaznej środowisku (pozostawienie części meandrów i starorzeczy, a co za tym idzie zróżnicowanych warunków siedliskowych – np. odcinek „Drzazga”) powoduje, że zostają zachowane walory przyrodnicze, znacznie wyższe niż w przypadku klasycznej regulacji technicznej (odcinek Młudzyń). Ma to odbicie w liczbie stwierdzonych gatunków i zbiorowisk.

Obraz fauny bezkręgowej na obu typach odcinków jest bardzo zbliżony. Na uregulowanych fragmentach cieku występuje nieco więcej gatunków, co jest związane z obecnością sztucznych mikrosiedlisk, związanych z budowlami wodnymi i umocnieniami. Różnice w składzie ichtiofauny są minimalne, podobnie jak w przypadku herpeto- i awifauny. Z pewnością decydują o tym parametry także innych stref ekomorfologicznych doliny (głównie strefy tarasów i zboczy), pamiętać jednak należy, że dolina jest zintegrowaną mozaiką ekosystemów, w której każda ze stref w układzie poprzecznym wpływa

na stan i funkcjonowanie pozostałych (Żbikowski i Żelazo 1993). Bogactwo gatunkowe (i będące jego pochodnymi wskaźniki bioróżnorodności) nie są jedynymi parametrami, służącymi do określania stabilności i biologicznej wartości ekosystemów, niemniej warunkują ją w stopniu bardzo istotnym (Callow i Peets 1992).

Regulacja fragmentów koryta Wkry została przeprowadzona w sposób przyjazny środowisku. Nie zlikwidowano wszystkich meandrów i starorzeczy, zachowano również zróżnicowane warunki przepływu i niejednorodny charakter dna. Dzięki temu w strefie akwatywnej i brzegowej doliny można wciąż wyróżnić różnorodne, powtarzalne typy mikrosiedlisk, którym przypisane są określone zespoły faunistyczne (Tolkamp 1980).

Aby dolina rzeczna mogła spełniać wszystkie funkcje korytarza ekologicznego, nie powinny występować w niej fragmenty o wyraźnie gorszych wartościach przyrodniczo-krajobrazowych. Dotyczy to zarówno całego przekroju doliny, jak i poszczególnych stref ekomorfologicznych. Wyniki badań wskazują, że regulacja rzeki – o ile została przeprowadzona w sposób przyjazny środowisku – nie musi oznaczać przerywania ciągłości korytarza ekologicznego lub upośledzać jego funkcjonowanie w istotnym stopniu. Waloryzacja przyrodniczo-krajobrazowa całej doliny rzecznej pozwala na wychwycenie odcinków, których wartość jest gorsza niż fragmentów sąsiednich. Jeśli sytuacja taka będzie miała miejsce, niezbędne jest przeprowadzenie na takich odcinkach prac o charakterze renaturyzacyjnym. W przypadku strefy akwatywnej

(korytovej) będą to zabiegi przywracające obecność specyficznych mikrosiedlisk, stanowiących „przyczółki” naturalnej migracji bezkręgowców, a w konsekwencji także ryb i uzależnionych od nich kręgowców wyższych (ptaków i ssaków).

Badania w dolinie Wkry będą kontynuowane, a uzyskane wyniki pozwolą – zdaniem autorów – na uzyskanie pełniejszego obrazu wzajemnych relacji między morfologią koryta, elementami biocenozy a walorami przyrodniczo-krajobrazowymi różnorodnych elementów mozaiki ekosystemów. Generalnym wnioskiem płynącym z dotychczasowych badań jest stwierdzenie, iż regulacja rzeki nie musi oznaczać zubożenia jej biocenozy ani zasadniczego jej charakteru, a przez to ograniczenia funkcjonalności korytarza ekologicznego. Wiele zależy tu od intensywności prac regulacyjnych i ich charakteru. Niewątpliwie mają one zazwyczaj negatywny wpływ na walory krajobrazowe doliny rzecznej, ale wiąże się to raczej z „estetycznymi” parametrami oceny, nie zawsze przekładalnymi na chłodny język matematycznych parametrów.

Wnioski

1. Częściowa regulacja Wkry doprowadziła do likwidacji meandrów na wielu odcinkach rzeki, ale nie spowodowała zaniku typowych mikrosiedlisk w korycie.
2. Największe różnice biocenotyczne między odcinkami uregulowanymi i naturalnymi dotyczą roślinności, która jest znacznie uboższa na fragmentach rzeki i przyrzecza poddanych zabiegom regulacyjnym.

3. Różnice w składzie fauny bezkręgowej oraz kręgowej między odcinkami uregulowanymi i nieuregulowanymi są niewielkie.
4. „Przyjazna środowisku” regulacja rzek nie musi oznaczać automatycznego zubożenia ich biocenozy, o ile zachowane zostaną charakterystyczne, powtarzalne struktury siedliskowe (mikrosiedliska, mikrobioty).

- drologii i Gospodarki Wodnej UAM. T. II. Wydaw. SORUS, Poznań.
- TOLKAMP H.H. 1980: Organism-substrate relationships in lowland streams. Center for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.
- ŻBIKOWSKI A., ŻELAZO J. 1993: Ochrona środowiska w budownictwie wodnym. Materiały Informacyjne. MOŚZNiL, Warszawa.
- ŻELAZO J., POPEK Z. 2002: Podstawy renaturyzacji rzek. Wydaw. SGGW, Warszawa.

Literatura

- CALLOW P., PEETS G. 1992: The river handbook. Vol. I. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- FALIŃSKI J.B. 1990-1991: Kartografia geobotaniczna. Cz. 1-3. PPWK, Warszawa.
- ILNICKI P., BOLESTA S., BORTKIEWICZ A., COFTA W. i in. 1987: Warunki techniczne prowadzenia robót z zakresu melioracji i gospodarki wodnej na terenach o szczególnych wartościach przyrodniczych. PiOŚ, Warszawa.
- LÖFLIWA 1985: Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern Landesamt für Wasser und Abfall in Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych Polski, 1993: (red.) L. Tomiałojć. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- OGŁĘCKI P. 1999: Waloryzacja przyrodniczo-krajobrazowa doliny rzeki Jeziora w aspekcie ochrony środowiska. Maszynopis, praca doktorska. Wydział Inżynierii i Kształtowania Środowiska SGGW, Warszawa.
- OGŁĘCKI P., PAWLAT H. 2000: The index method of small lowland river environmental evaluation. *Annals of Warsaw Agriculture University, Land Reclamation* 30.
- Przepływy charakterystyczne głównych rzek polskich w latach 1951-90 1997: (red.) B. Fał. *Mat. Badawcze IMGW, Seria Hydrologia i Oceanologia* 21.
- SOŁOWIEJ D. 1995: Cieki i rowy melioracyjne północnej części Poznania oraz ich krajobrazowo-ekologiczne i turystyczne znaczenie. W: Wody powierzchniowe Poznania. Problemy wodne obszarów miejskich (red.) A. Kaniecki, J. Rotnicka). Zakład Hy-

Summary

The environmental differentiation of Wkra river valley's sections with different anthropogenic activity. The hydrologic and environmental studies were carried out in the middle Wkra river natural and reclaimed sections. The reclamation caused the unbending of the riverbed route but did not caused the disappearance of typical, repeatable river microhabitats. The reclaimed sections are only a little bit less environmentally valuable than natural ones. The vertebrate and invertebrate fauna are very similar in the both section types. The important floristic differences were reported – the numbers of plant species in natural sections exceeded such numbers in reclaimed sections by more than two times. The authors share the opinion, that the river reclamation does not always cause the impoverishing of its communities, if only the works will be done in „environmental friendly” way and will not destroy the typical riverbed microhabitats.

Authors' addresses:

Paweł Ogłęcki, Kinga Pachuta
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Kształtowania Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159

Zbigniew Popek, Michał Wasilewicz
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Paweł OGŁĘCKI¹, Zbigniew POPEK², Michał WASILEWICZ²

¹ Katedra Kształtowania Środowiska SGGW

Department of Environmental Management WAU

² Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Występowanie fauny bezkręgowej i pierwotniaków w zróżnicowanych morfologicznie siedliskach rzeki Wkry The invertebrates and protozoans of the morphologically different Wkra river habitats

Słowa kluczowe: rzeki, różnorodność biologiczna, mikrosiedliska, bezkręgowce

Key words: rivers, biodiversity, microhabitats, invertebrates

Wprowadzenie

Fauna bezkręgową oraz pierwotniaki stanowią jeden z najistotniejszych i najbardziej zróżnicowanych elementów biocenozy rzecznych, często decydujący o atrakcyjności przyrodniczej i stabilności ekosystemów. Na bogactwo i różnorodność organizmów zasiedlających strefę koryta rzeki (akwatyczną) wywiera wpływ wiele parametrów abiotycznych, takich jak: rodzaj dna i głębokość wody, prędkość jej przepływu, obecność przeszkód w nurcie (Żbikowski i Żelazo 1993).

W korytach rzek można wyróżnić charakterystyczne, powtarzalne typy mikrosiedlisk (mikrobiotopów), zajmo-

wanych przez określone zespoły fauny bezkręgowej i pierwotniaków (Tolkamp 1980, Stätzner 1983). Obecność jak największej liczby tego typu struktur wpływa pozytywnie na bioróżnorodność strefy koryta i całej doliny rzecznej, co jest niezwykle istotne zarówno dla utrzymania stabilności ekosystemu, jak i w aspekcie ewentualnej renaturyzacji. Stworzenie odpowiednich warunków siedliskowych daje bowiem możliwość zasiedlenia określonych mikrobiotopów przez określone gatunki zwierząt i jednokomórkowców – zazwyczaj na drodze naturalnej migracji (Żelazo i Poppek 2002).

Badania przeprowadzone w okresie od października 2001 roku do lipca 2003 roku na środkowym odcinku rzeki Wkry przez zespół interdyscyplinarny, składający się z hydrologów i biologów, pozwoliły na wyznaczenie określonych, powtarzalnych typów mikrosiedlisk rzecznych, występujących zarówno na odcinkach uregulowanych, jak i zbliżo-

nych do naturalnych, jak również typowych dla odcinków uregulowanych (np. związanych z budowlami wodnymi). Przeprowadzono w nich analizy składu gatunkowego bezkręgowców i pierwotniaków w celu ustalenia znaczenia poszczególnych mikrobiotopów dla utrzymania bioróżnorodności, w aspekcie ewentualnych działań renaturyzacyjnych na średniej wielkości rzekach nizinnych.

Obiekt i metody badań

Wkra, ciek długości 249 km i powierzchni zlewni 5322 km², zaliczana jest do średniej wielkości rzek nizinnych. Badania przeprowadzono na odcinku między 90 a 150 km od ujścia. Po wstępnych pomiarach hydrologicznych ustalono powtarzalne typy mikrosiedlisk (mikrobiotopów), typowe dla odcinków zbliżonych do natury oraz uregulowanych. W każdym z takich mikrosiedlisk pobrano od 4 do 12 prób wody i osadu, w różnych porach sezonów badawczych (ogółem 182 próby, każdorazowo z powierzchni około 1 m²). Połowcy ze słupa wody przeprowadzono za pomocą siatki planktonowej o średnicy oczek 50 µm. Próby bentosowe pozyskano za pomocą kasarka, skrobaka dna i chwytacza Birge'a-Ekmana, a następnie poddano dokładnej analizie makro- i mikroskopowej. Organizmy oznaczano za pomocą kluczy Rybaka (1971), Kołodziejczyka i Koperskiego (2000) oraz McCafferty'ego (1981). W sytuacjach kiedy oznaczenie co do gatunku było niemożliwe bądź niepewne, przedstawiano na oznaczeniu rodzaju bądź rodziny.

Wyniki

Badania wstępne pozwoliły na wyróżnienie 16 podstawowych, powtarzalnych typów mikrosiedlisk (mikrobiotopów) wraz z kilkoma wariantami:

1. Związane z morfologią koryta – występujące zarówno na odcinkach naturalnych, jak i uregulowanych:
 - M1 – dno równe, piaszczyste, prędkość przepływu mało różnicowana: zmienne pokrycie roślinnością,
 - M2 – dno równe, piaszczyste, prędkość przepływu zróżnicowana, zmienne pokrycie roślinnością,
 - M3 – dno równe, piaszczysto-muliste – zmienność pozostałych parametrów jw.,
 - M4 – dno muliste, zastoisko na łuku wypukłym,
 - M5 – dno muliste, brzeg płaski, wodopój,
 - M6 – głębokie zakole o wstecznych prądach, na łuku wypukłym,
 - M7 – piaszczyste wypływanie zwężające nurt,
 - M8 – zwalone drzewo lub sarta gałęzi (M8-1) – także odcinek powyżej (M8-2) i poniżej (M8-3) przeszkody,
 - M9 – starorzecze – połączone trwale z nurtem (M9-1), połączone okresowo (M9-2) lub odcięte (M9-3), inne parametry zmienne,
 - M10 – ujście niewielkiego cieku lub rowu melioracyjnego.
2. Sztuczne – związane z budowlami wodnymi i umocnieniami koryta:
 - S1 – jaz – płyty wzmacniające skarpgę, poniżej (S1-1) i powyżej (S1-2) spiętrzenia,
 - S2 – spiętrzenie jazu,

S3 – kamieniste dno powyżej (S3-1) i poniżej jazu (S3-2),

S4 – granica betonowych płyt i dna naturalnego powyżej (S4-1) i poniżej jazu (S4-2),

S5 – filary mostów,

S6 – próg (S6-1) oraz odcinek powyżej (S6-2) i poniżej progu (S6-3).

Przyjęte oznaczenia literowo-cyfrowe używane są w dalszej części pracy. Nie stwierdzono powtarzalnego typu mikrosiedliska, występującego wyłącznie na odcinkach naturalnych, a nieobecnego na fragmentach uregulowanych.

We wszystkich badanych biotopach zidentyfikowano ogółem 8 gatunków pierwotniaków i 69 gatunków zwierząt bezkręgowych (z czego jeden gatunek nie zamieszkiwał rzeki, lecz wyłącznie starorzeczce typu zamkniętego). Największe bogactwo gatunkowe cechowało mikrosiedliska typu M6 (głębokie zakole o wstecznych prądach na łuku wypukłym), gdzie występowało 6 gatunków niespotykanych w żadnym innym biotopie. Odcinki rzeki o dnie mulistym były zasiedlone przez 61 gatunków pierwotniaków i bezkręgowców, o dnie piaszczysto-mulistym przez 53 gatunki, a o dnie piaszczystym przez 37 gatunków. Czynnikiem pozytywnie wpływającym na różnicowanie i liczebność taksonów było pokrycie dna roślinnością zanurzoną. W różnego typu starorzeczach stwierdzono ogółem 43 gatunki – najwięcej (36) w akwenach trwale połączonych z nurtem rzeki.

Mikrosiedliska sztuczne (typu S), związane z obecnością budowli wodnych, były zasiedlone przez 35 gatunków, z czego 3 nie występowały w żadnym biotopie naturalnym (typu M).

Najmniej atrakcyjnym dla pierwotniaków i bezkręgowców siedliskiem okazało się kamieniste dno na napływie jazu oraz filary mostów zanurzone w wodzie, niemniej i tam stwierdzono obecność kilku interesujących taksonów.

Pełny wykaz organizmów zidentyfikowanych w mikrosiedliskach różnego typu znajduje się w tabeli 1.

Dyskusja

W wyniku przeprowadzonych badań uzyskano obraz fauny bezkręgowej na środkowym odcinku rzeki Wkry i jej zróżnicowania w poszczególnych typach mikrosiedlisk. Ponieważ badania będą kontynuowane jeszcze przez rok, więc jest prawdopodobne, że wykryte zostaną kolejne taksony.

Pierwotniaki i bezkręgowce odgrywają ogromną rolę w funkcjonowaniu ekosystemów wód płynących, pełniąc w nich rolę konsumentów I, II lub III rzędu. Ich duże zróżnicowanie pozytywnie wpływa na stabilność biocenozy, czyli zdolność powrotu do stanu homeostazy nawet po katastrofie ekologicznej. Są to organizmy, które w ogromnym stopniu wpływają na strukturę ilościową i jakościową ichtiofauny rzecznej (McCafferty 1981).

Badania na Wkrze potwierdziły, jak ogromną rolę dla bogactwa fauny bezkręgowej odgrywa zróżnicowanie siedliskowe koryta rzeki. Związki między strukturą i rodzajem dna i jego pokryciem roślinnością są podkreślane w wielu pracach (Folkamp 1980, Żelazo i Popek 2002). Nie jest natomiast popularne charakteryzowanie powtarzalnych

TABELA 1. Wykaz gatunków pierwotniaków i bezkręgowców stwierdzonych w różnych typach mikrosiedłisk Wkry

TABLE 1. The invertebrates found in different Wkra river microhabitats

Stwierdzony takson	Typ mikrosiedliska The type of microhabitat																								
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8-1	M8-2	M8-3	M9-1	M9-2	M9-3	M10	S1-1	S1-2	S2	S3-1	S3-2	S4-1	S4-2	S5	S6-1	S6-2	
The taxon																									
I	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
Pierwotniaki (Protozoa)				+	+						+														
<i>Mastigamoeba</i> sp.																									
<i>Polyoecta dumosa</i>		+				+																		+	
<i>Pelomyxa palustris</i>			+			+					+	+	+												
<i>Amoeba proteus</i>			+	+	+	+					+	+	+									+			
<i>Codonella cratera</i>						+		+																	
<i>Nassula</i> sp.						+						+	+												
<i>Stentor</i> sp.						+								+			+								
<i>Zoothamnium</i> sp.						+																			
Gąbki (Spongiaria)										+						+					+	+	+		
<i>Euspongia lacustris</i>																+				+	+	+			
<i>Carterius stepanowi</i>		+						+	+											+					
<i>Ephydatia fluviatilis</i>								+								+				+	+	+	+		
Stulbiopławcy (Hydrozoa)																									
<i>Hydra</i> sp.																	+			+		+			
Wirki (Turbellaria)							+																		
<i>Bdellocephala punctata</i>																									
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+			+		
<i>Dugesia</i> sp.	+		+			+					+														
<i>Planaria torva</i>						+			+	+	+	+	+												
Nicienie (Nematoda)	+				+	+					+	+	+						+	+	+				
Skąposzczety (Oligochaeta)																									
<i>Lumbricus</i> sp.														+	+	+									
<i>Tubifex</i> sp.			+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	
Pijawki (Hirudinea)														+											
<i>Erpobdella nigricollis</i>																									
<i>Erpobdella octoculata</i>	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+		+	+		+				+		+	+	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
<i>Glossiphonia complanata</i>	+	+					+	+			+			+	+	+	+	+	+	+			+	+
<i>Haemopsis sanguisuga</i>		+			+	+		+			+			+	+	+		+		+	+			
<i>Helobdella stagnalis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+						+	+		+	
<i>Hirudo medicinalis</i>																+								
<i>Piscicola geometra</i>	+	+			+	+			+		+		+	+	+				+				+	
<i>Theromyzon</i> sp.						+																		
Skorupiaki (Crustacea)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+		+	+
<i>Asellus aquaticus</i>																								
<i>Orconectes limosus</i>	+	+	+		+		+			+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+		+	+
<i>Leptodora kindtii</i>			+																					
<i>Daphnia</i> sp.						+			+	+	+													
<i>Gammarus</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Synurella ambulans</i>						+																		
Wielonice (Plecoptera)	+					+										+								
<i>Perla</i> sp.																								
Ważki (Odonata)					+	+																		
<i>Aeschna grandis</i>																								
<i>Anax imperator</i>						+						+												
<i>Agrion</i> sp.				+	+	+																		
Jętki (Ephemeroptera)	+		+	+		+					+													
<i>Ephemera vulgata</i>																								
<i>Leptophlebia marginata</i>						+					+													
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>						+																		
Chrzęszcze (Coleoptera)	+	+	+			+																		
<i>Dytiscus marginalis</i>																								
<i>Hydrobius fuscipes</i>	+			+		+							+											
<i>Hydrophilus caraboides</i>		+	+			+	+																	
<i>Gyrinus</i> sp.	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+						+	+			+	+
<i>Donacia crassipes</i>						+																		
Chruściki (Trichoptera)																								
<i>Hydropsyche lepida</i>		+	+																					
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		+																						
<i>Notidobia ciliaris</i>	+	+	+				+																	
<i>Anabolia nervosa</i>			+				+						+											
<i>Leptocerus</i> sp.			+	+																				

I	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Pluskwiaki różnoskrzydłe (Heteroptera)																								
<i>Callicorixa praeusta</i>	+	+	+	+		+																		
<i>Gerris</i> sp.	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+		+	+			+	+			+	+
<i>Ilyocoris cimicoides</i>						+						+												
<i>Microvelia</i> sp.										+	+				+				+					
<i>Nepa cinerea</i>	+	+	+			+					+													
<i>Ranatra linearis</i>	+	+									+	+												
<i>Velia</i> sp.							+													+				
Muchówki (Diptera)						+	+																	
<i>Culex</i> sp.																								
<i>Dixa amphibia</i>	+	+			+	+		+	+	+	+	+	+											
<i>Chironomus</i> sp.			+	+	+	+				+	+	+	+	+						+	+			
<i>Simulium</i> sp.	+	+	+		+	+		+	+	+	+	+	+						+			+		
<i>Pericoma</i> sp.	+					+																		
<i>Tipula</i> sp.	+	+	+			+					+	+	+							+				
<i>Tabanus</i> sp.	+	+		+		+														+				
Pajęczaki (Arachnida)										+														
<i>Argyroneta aquatica</i>		+																						
Ślimaki (Gastropoda)																								
<i>Ancylus fluviatilis</i>															+			+					+	+
<i>Bithynia tentaculata</i>	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lymnaea stagnalis</i>						+						+	+	+										
<i>Physa fontinalis</i>	+	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+						+			+		
<i>Planorbis</i> <i>planorbis</i>	+		+	+	+	+	+			+	+	+		+	+									
<i>Valvata piscinalis</i>						+																		
<i>Viviparus coniectus</i>											+	+												
Małże (Bivalvia)																								
<i>Anodonta anatina</i>			+	+	+	+					+	+												
<i>Dreissena polymorpha</i>			+					+			+				+	+	+			+	+	+		
<i>Unio pictorum</i>	+	+	+	+	+	+	+		+	+			+	+	+		+	+						
<i>Unio tumidus</i>	+	+	+			+																		
Ogółem/Total	30	30	32	23	24	45	13	16	18	19	36	28	12	15	19	11	10	8	12	21	14	10	14	11

mikrosiedlisk rzecznych za pomocą parametrów hydrologicznych i biologicznych i przypisywanie im określonego składu faunistycznego. Tymczasem ustalenie, jakie organizmy związane są z danego typu siedliskiem, pozwala nie tylko lepiej zrozumieć mechanizmy funkcjonowania biocenoz rzecznych, ale może i powinno pomóc w planowej renaturyzacji rzek.

W najbogatszym pod względem liczby taksonów mikrosiedlisku środkowej Wkry zanotowano 45 gatunków, czyli zaledwie 58% wszystkich stwierdzonych na stosunkowo krótkim odcinku rzeki. Choć generalnie najbogatsze okazały się mikrobiotopy o dnie mulistym i niewielkiej prędkości przepływu, to pewne gatunki preferowały dno piaszczyste i szybki nurt. Niezwykle istotne okazało się istnienie w dolinie starorzeczy różnego typu – siedlisk bogatych w bezkręgowce (54% wszystkich stwierdzonych taksonów).

Na uregulowanych odcinkach Wkry w jej środkowym biegu występują te same, powtarzalne typy mikrosiedlisk, co na fragmentach naturalnych – choć jest ich sumarycznie mniej. Wynika to z faktu, iż regulacja Wkry miała charakter przyjazny środowisku i nie doprowadziła do istotnych zmian w morfologii koryta. Pozostawienie takich struktur, jak łuki o zwolnionym przepływie, wypłyenia czy przeszkody w nurcie, wpłynęło zarówno na zachowanie dużych wartości przyrodniczo-krajobrazowych rzeki, jak i zapewniło obecność „przyczółków” dla fauny bezkręgowej, umożliwiających im zajmowanie kolejnych fragmentów cieku na drodze naturalnej migracji (Żelazo i Popek 2002).

Istnienie i funkcjonowanie budowli wodnych wywołuje różne efekty środowiskowe, niemniej z pewnością stwarza nowe mikrosiedliska, zajmowane przez bezkręgowce. Co prawda na środkowej Wkrze jedynie 3 gatunki występowały wyłącznie w biotopach sztucznych, ale były one bardzo istotnym elementem fauny rzecznej (jedyne przedstawiciel stulbiopławów, podlegająca ochronie pijawka lekarska i jeden z gatunków ślimaków). Generalnie mikrosiedliska sztuczne nie są tak bogate i zróżnicowane jak naturalne, ale stwarzają w korycie „nową jakość”, co wpływa na wzrost bioróżnorodności danego fragmentu cieku.

Zarówno ochrona, jak i prawidłowa renaturyzacja rzeki, powinna uwzględniać konieczność zachowania (bądź przywrócenia) jak najbardziej różnorodnych mikrosiedlisk, co zaowocować powinno utrzymaniem lub pojawieniem się bogatych i zróżnicowanych zespołów faunistycznych o ogromnym znaczeniu dla funkcjonowania biocenozy i ekosystemu.

Wnioski

1. Każde z określonych, powtarzalnych mikrosiedlisk w korycie rzeki posiada charakterystyczną faunę bezkręgową.
2. Zróżnicowanie (heterogeniczność) strefy korytowej cieku wpływa na wzrost różnorodności fauny bezkręgowej.
3. Mikrosiedliska związane z budowlami wodnymi są miejscami występowania organizmów niespotykanych na odcinkach naturalnych, choć

generalnie charakteryzują się uboższym składem taksonomicznym.

4. „Przyjazna środowisku”, nieinwazyjna regulacja rzeki nie powoduje zmniejszenia różnorodności fauny bezkręgowej, o ile zachowane zostały określone typy mikrosiedlisk.

Literatura

- KOŁODZIEJCZYK A., KOPERSKI P. 2000: Bezkręgowce słodkowodne Polski. Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- McCAFFERTY W.P. 1981: Aquatic entomology. Jones and Bartlett Publishers, Sudbury.
- RYBAK J.I. 1971: Przewodnik do rozpoznawania niektórych zwierząt słodkowodnych. PWN, Warszawa.
- STATZNER B. 1983: Ökologie gleich Ökonomie am Beispiel hemiseher Bäche. Umschau Ps., Berlin.
- TOLKAMP H.H., 1980: Organism-substrate relationships in lowland streams, Center for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.
- ZBIKOWSKI A., ŻELAZO J. 1993: Ochrona środowiska w budownictwie wodnym. Materiały informacyjne. MOSZNiL, Warszawa.
- ŻELAZO J., POPEK Z. 2002: Podstawy renaturyzacji rzek. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

Summary

The invertebrates and protozoans of the morphologically different Wkra river habitats. The studies, carried out on reclaimed and close-to-nature sections of the middle Wkra, allowed for identification and presentation of basic, repeatable types of microhabitats in the riverbed. The specific invertebrate fauna is characteristic for each of such microhabitat. Some species live only in one or few microhabitats. The river-sections with muddy bottom (especially marginal parts of the riverbed on the summits) are most abundant with invertebrates and protozoans. The specific invertebrate fauna is also linked to artificial microhabitats, connected with weirs or other structures. Such microhabitats show the positive influence on the riverbed biodiversity. The authors insist on the perseverance of particular riverbed structures, linked to the „environmental friendly” river conservation or restoration of such structures as the part of river management process.

Authors' addresses:

Paweł Ogłęcki
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Kształtowania Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159

Zbigniew Popek, Michał Wasilewicz
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159
Poland

Jan GRABOWSKI, Zbigniew SZWEJKOWSKI

Katedra Meteorologii i Klimatologii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
Department of Meteorology and Climatology, Warmia and Mazury University in Olsztyn

Warunki meteorologiczne a plonowanie ziemniaków średnio wczesnych

Impact of meteorological factors on the yields of medium-early varieties of potato

Słowa kluczowe: ziemniak, warunki meteorologiczne, plony

Key words: potato, meteorological factors, yields

Wprowadzenie

Podatność ziemniaka na wpływy warunków pogodowych jest powszechnie znana. Dotyczy to zarówno bezpośrednich reakcji fizjologicznych, jak i pośrednich oddziaływań realizowanych przez zmienne nasilenie występowania chorób i szkodników tej rośliny. Temperatura powietrza decyduje o relacji między fotosyntezą a oddychaniem, a także wpływa na tempo rozwoju niektórych chorób oraz żywotność, a nawet przeżywalność szkodliwych owadów – na przykład w okresie zimowym (Grabowska i in. 1997, Bombik 1998, Grabowski 2001). Plony ziemniaka zależne są też od opadów, a zwłaszcza ich rozkładu w czasie. Wrażliwość tego gatunku, podobnie jak wielu innych, na warunki termiczno-wilgotnościowe zmienia się wraz z przechodzeniem przez

poszczególne fazy rozwojowe (Kozłowski 1978, Bombik 1998).

Ocenia się, że w Polsce stosunek plonów uzyskiwanych w warunkach produkcji do plonów potencjalnych wynosi 0,36, a w wysoko rozwiniętych krajach europejskich 0,57 (Grabowski 2001, Rocznik Statystyczny 2002). Przyczyną tego zróżnicowania są głównie różnice w poziomie agrotechniki oraz bardziej korzystny przebieg elementów meteorologicznych w okresie wegetacyjnym w zachodniej części Europy niż w Polsce. W związku z tym klimatyczne ryzyko uprawy ziemniaka wynosi w tej części Europy zaledwie kilka procent, a w Polsce waha się w granicach 6–15% (Atlas... 2002).

Zestawiając oczekiwania dotyczące rozpoznania pogodowych uwarunkowań rozwoju i plonowania ziemniaka z aktualnymi osiągnięciami z tej dziedziny, można dojść do wniosku, iż istnieje nadal potrzeba takich badań. Szczególnie dotyczy to analiz z użyciem technik statystycznych, które pozwalają budować modele matematyczne, przydatne do wszelkiego rodzaju prognozowania.

W niniejszej pracy przeanalizowano plonowanie na tle warunków pogodowych odmian średnio wczesnych ziemniaka (Glada, Kolia, Maryna), uprawianych w latach 1993–2000 w doświadczeniach ścisłych w SDOO we Wrocikowie (53°49'N, 20°40'E), oddalonej o około 15 km na wschód od Olsztyna.

Oceniając wpływ warunków meteorologicznych na plonowanie ziemniaka metodą regresji wielorakiej, uwzględniono następujące zmienne niezależne:

- średnią temperaturę okresu kwiecień-wrzesień,
- sumy opadów w okresie kwiecień-wrzesień,
- sumy godzin usłonecznienia w okresie kwiecień-wrzesień,
- sumy energii w KWh, w okresie kwiecień-wrzesień,
- sumy niedosytów wilgotności powietrza w okresie kwiecień-wrzesień.

Sumę energii w KWh, jaka wystąpiła w okresie wegetacyjnym obliczono według wzoru Angstrema w modyfikacji Blacka (za Podgrodzkiem 1989).

Wpływ każdego z badanych elementów meteorologicznych na wielkość plonu ziemniaka oceniono metodą korelacji liniowej, natomiast kompleksowy wpływ wszystkich badanych elementów meteorologicznych w okresie wzrostu i rozwoju roślin na wielkość plonu ziemniaka, metodą regresji wielokrotnej na poziomie ufności 0,05 (Oktaba 1974).

Rozkład elementów meteorologicznych z lat 1993–2000 na tle porównywanego wielolecia (1951–1990) pozwala stwierdzić, iż był to okres z zaznaczającą się tendencją wzrostową (tab. 1). Potwierdzają to m.in. średnia temperatura powietrza okresu wegetacyjnego (wyższa o 0,8°C), sumy energii (wyższe o 50 KWh) i sumy godzin usłonecznienia rzeczywistego (wyższe o 81 godzin). Natomiast w omawianym 8-letnim okresie wystąpiły mniejsze sumy opadów rocznych i większe sumy średnich miesięcznych niedosytów wilgotności powietrza w stosunku do porównywanego wielolecia.

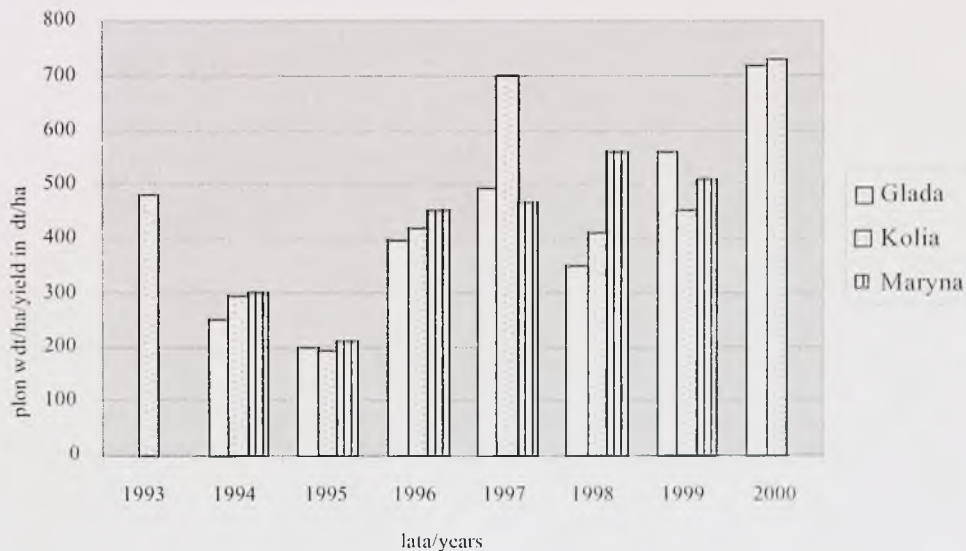
Średnie plony uprawianych odmian wynosiły 434 dt z ha i charakteryzowały się znacznym zróżnicowaniem: od 178 dt/ha w 1995 roku do 729 dt/ha w 2000 roku (rys. 1). Przebieg warunków meteorologicznych w okresach wegetacyjnych lat o najwyższych plonach ziemniaka (1997, 2000) był najbardziej zbliżony do wartości średnich analizowanego okresu badawczego. Dotyczy to szczególnie wielkości opadów, wartości temperatury powietrza i ich przebiegu w czasie. Ponadto średnie wartości sum godzin usłonecznienia rzeczywistego i energii w tych latach były większe od średnich wieloletnich, co miało istotny wpływ na wielkość plonu ziemniaka.

W okresie wziętym do analizy (lata 1996 i 1998) ogólnie rzecz ujmując, charakteryzowały się stosunkowo niesprzyjającym przebiegiem kompleksu elementów meteorologicznych dla wzrostu i rozwoju roślin, a mimo to uzyskane plony ziemniaka nie były najniższe.

TABELA 1. Średnie wartości niektórych elementów meteorologicznych w okresach wegetacyjnych (IV–IX), z lat 1993–2000

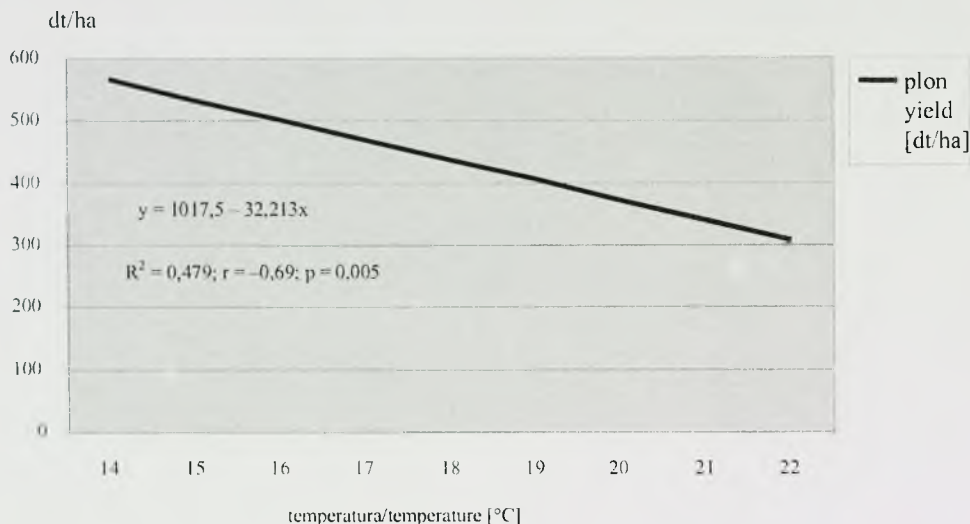
TABLE 1. Mean values of some meteorological elements during vegetation periods (April–September), from the years 1993–2000

Elementy meteorologiczne/Meteorological elements					
Lata/Years	Średnia temperatura Mean temperature [°C]	Suma opadów Sum of precipitation [mm]	Usłonecznienie Sum of sunshine hours [h]	Suma energii Sum of energy [KWh]	Suma niedosytu wilgotności Insufficiency of the air humidity [hPa]
1993	14,3	458	1100	723	21,8
1994	15,4	317	1272	788	24,4
1995	15,0	391	1262	782	33,5
1996	13,1	286	1114	732	34,8
1997	13,5	382	1256	776	36,6
1998	13,8	355	1184	751	34,8
1999	14,6	420	1387	823	21,6
2000	14,3	368	1278	784	23,4
Średnia/Mean	14,2	372	1332	770	28,8
Średnia z wielolecia 1951–1990 Mean from 1951–1990	13,4	383	1151	720	23,0



RYSUNEK 1. Plonowanie odmian ziemniaka w latach 1993–2000

FIGURE 1. Yields of potato varieties in years 1993–2000



RYSUNEK 2. Zależność plonowania ziemniaka odmiany Maryna od średniej temperatury lipca
FIGURE 2. Influence of mean temperature of July on yields of Maryna variety

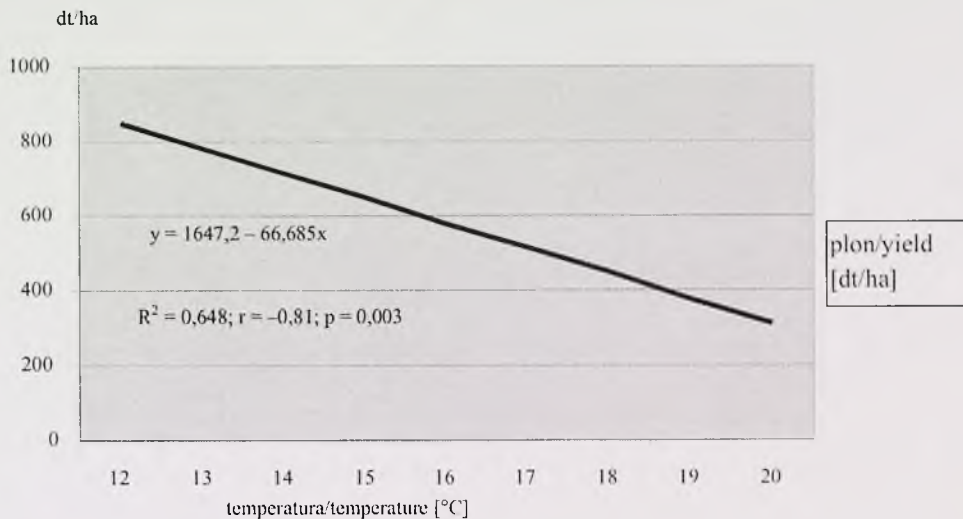
Tłumaczyć to można wczesną i ciepłą wiosną – średnie opady kwietnia wahały się w granicach 18–52 mm, a temperatura powietrza 7–9°C. Ponadto w latach tych wystąpił najwcześniejszy początek okresu wegetacyjnego, co sprzyjało wzrostowi i rozwojowi roślin.

Analiza korelacji wykazała, że spośród badanych elementów meteorologicznych istotny wpływ na plon odmiany Maryna wywierała temperatura powietrza w miesiącu lipcu i sierpniu oraz opady w sierpniu, natomiast na plon odmiany Kolia stwierdzono istotny wpływ opadów w lipcu. Uzyskane równania regresji pozwalają, m.in. wnioskować, że w przypadku odmiany Maryna wzrost temperatury powietrza w miesiącu lipcu o 1°C (powyżej 15,4°C) w określonych warunkach meteorologicznych powodował spadek plonu o 32 dt/ha ($R^2 = 0,479$ – rys. 2). Zależność ta

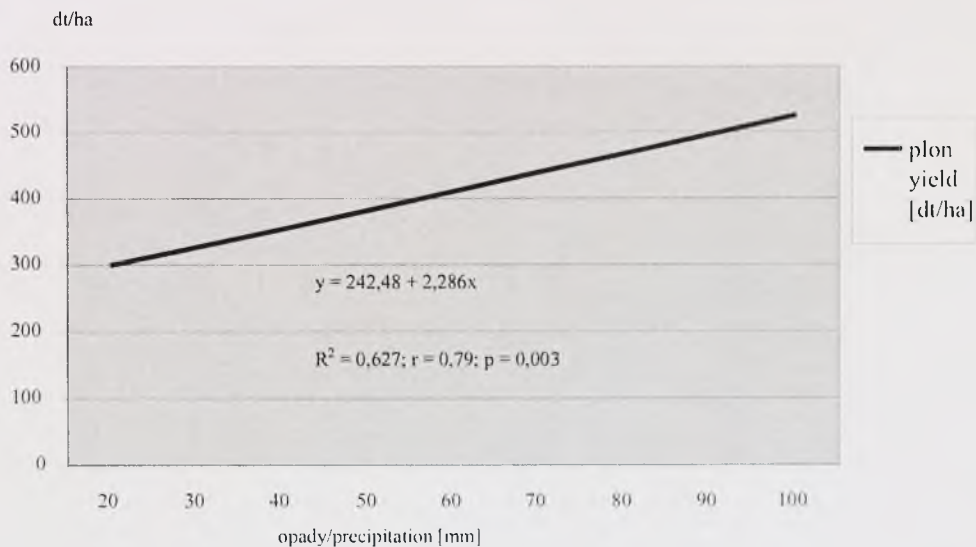
w miesiącu sierpniu okazała się jeszcze większa; w tym przypadku jednak wzrost temperatury średniej o 1°C (powyżej 15,3°C) obniżał plon o 70 dt (rys. 3).

Oprócz temperatury innym, zasadniczym elementem meteorologicznym wpływającym na plon ziemniaka były sumy opadowe miesięcy uznawanych za krytyczne dla ziemniaka. Równania regresji obrazujące zależności wielkości plonów od sum opadowych miesięcy letnich dla odmiany Kolia przedstawiono na rysunku 4, a odmiany Maryna na rysunku 5.

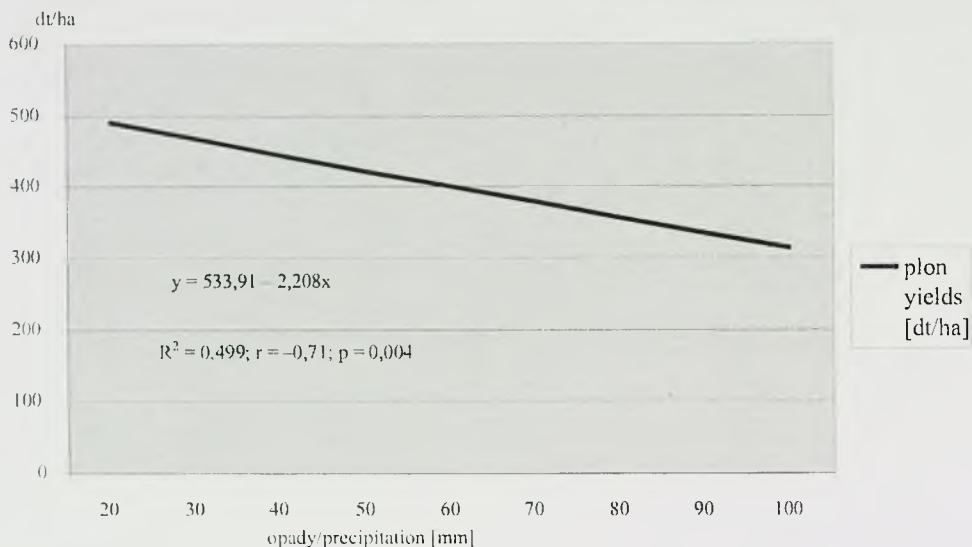
Z przedstawionych rysunków i równań wynika, że w miesiącu lipcu 1 mm opadu wpływał na wzrost plonów ziemniaka odmiany Kolia o 2,8 dt/ha ($R^2 = 0,63$), a odmiany Maryna w sierpniu o 2,2 dt ($R^2 = 0,50$). W drugim przypadku negatywne oddziaływanie wyższych sum opadowych związane



RYSUNEK 3. Zależność plonowania ziemniaka odmiany Maryna od średniej temperatury sierpnia
 FIGURE 3. Influence of mean temperature of August on yields of Maryna variety



RYSUNEK 4. Zależność plonowania ziemniaka odmiany Kolia od sum opadów miesiąca lipca
 FIGURE 4. Influence of sum of precipitation of July on yields of Kolia variety



RYSUNEK 5. Zależność plonowania ziemniaka odmiany Maryna od sum opadów miesiąca sierpnia
FIGURE 5. Influence of sum of precipitation of August on yields of Maryna variety

było prawdopodobnie z zainfekowaniem plantacji chorobami grzybowymi, jak również nadmiarem wody w siedlisku w tym okresie, co spowodowało w konsekwencji spadek plonu.

Ponieważ elementy meteorologiczne w określonych warunkach środowiska działają kompleksowo na plonowanie ziemniaka, dlatego przeanalizowano ich wpływ rachunkiem regresji wielokrotnej. Z kompletu wszystkich obliczonych równań regresji równanie istotne wystąpiło jedynie dla wartości plonów odmiany Glada. Miało ono postać:

$$y = -11517,2 - 1,1x_1 + 5,0x_2 + 6,0x_3$$

gdzie:

- y – plon ziemniaka,
- x_1 – średnia temperatura powietrza okresu wegetacyjnego,
- x_2 – sumy opadów okresu wegetacyjnego,
- x_3 – sumy godzin usłonecznienia okresu wegetacyjnego.

Współczynnik determinacji dla powyższego równania jest bardzo wysoki ($R^2 = 0.856$), a więc w 85% wyjaśnia zmienność ogólną w zależności od przebiegu elementów meteorologicznych przedstawionych w tabeli 1. W przypadku opadów atmosferycznych równanie jest ważne dla przedziału opadów od 317 do 458 mm.

Wnioski

Na podstawie o przeprowadzonych badań relacji pogoda – plon sformułowano następujące wnioski:

1. Spośród trzech analizowanych odmian ziemniaków średnio wczesnych uprawianych w latach 1993–2000 we Wrocikowie – najbardziej plenną okazała się odmiana Kolia.
2. U odmian Kolia i Maryna stwierdzono istnienie korelacji prostych, gdzie na wysokość plonu wpływ wywierały temperatura średnia miesiąca lipca oraz opady występujące w krytycznym okresie wegetacji ziemniaków (lipiec–sierpień).
3. Analiza regresji wielorakiej przyniosła efekt w postaci jednego istotnego równania, z którego wynika, że o plonowaniu odmiany Głada decydowały ogólne wskaźniki okresu wegetacyjnego, takie jak: średnia temperatura powietrza, suma opadów i suma godzin usłonecznienia.

Literatura

- Atlas klimatycznego ryzyka uprawy roślin w Polsce, 2002. Wydaw. AR w Szczecinie.
- BOMBIK A. 1998: Studia nad prognozowaniem plonów ziemniaka.. *Fragm. Agromom.* 3: 4–578.
- GRABOWSKA K., NOWICKA A., SZWEJKOWSKI Z. 1997: Działanie i współdziałanie temperatur ekstremalnych nas plonowanie ziemniaków w różnych regionach kraju. Cz. I Odmiany średnio wczesne. 2: 37–54.

GRABOWSKI J. 2001: Plonowanie ziemniaków odmian średnio wczesnych w północno-wschodniej części Polski. *Rozprawy i dysertacje* 45: 1–73.

KOŹMIŃSKI C. 1978: Plonowanie ziemniaków na stacji agrometeorologicznej w RZD Lipki k. Stargardu w zależności od przebiegu warunków wilgotnościowych powietrza i gleby w latach 1962–1977. *Zesz. Nauk. AR Szczecin. Rol.* 72: 24–36.

OKTABA W. 1974: Elementy statystyki matematycznej, metody a doświadczalnictwo. PWN, Warszawa.

PODOGRODZKI J. 1989: On solar energy resources in Poland during the vegetation. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 369: 245–250.

Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej, 2002. Wydaw. GUS.

Summary

Impact of meteorological factors on the yields of medium-early varieties of potato. On the basis of 8 years (1993–2000) data from Research Station Wrocikowo at north part of Poland the investigations on the impact of meteorological factors on yields of medium-early varieties (Gład, Kolia, Maryna) of potato were conducted. The role of independent variables played: mean temperatures, sum of precipitation, solar energy and sum of sunshine hours as well as insufficiency of air humidity.

The variability of yields of potato ranged from 179 dt/ha to 729 dt/ha and it was caused by different weather condition during the vegetation periods. It was found the significant simple correlation between mean temperatures of July and August and yield of Maryna variety. Sum of precipitation in July correlated

significantly with yields of Kolia variety as well as sum of precipitation in August correlated with yields of Maryna variety.

Significant multiple regression occurred in case of yields of Głada variety. The equation of regression consisted of variables: mean temperatures sum of precipitation, solar energy and sum of sunshine hours.

Author's address:

Jan Grabowski
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski
Katedra Meteorologii i Klimatologii
10-718 Olsztyn, ul. Prawocheńskiego 21
Poland

Informacje dla Autorów

Na łamach *Przeglądu Naukowego – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* zamieszczane są oryginalne prace naukowe, niepublikowane w innych czasopismach.

Wymogi techniczne przygotowania prac:

1. Tekst i tabele należy złożyć w formie maszynopisu (2 egz.) oraz na dyskietce.
2. Objętość artykułu wraz z ilustracjami nie może przekraczać 10 stron formatu A-4, na stronie 32 wiersze, odstęp między wierszami – 1,5 wiersza, marginesy – 2,5 cm.

Układ pracy:

1. Imię i nazwisko autora(-ów) – u góry z lewej strony.
2. Pod nazwiskiem – miejsce pracy w języku polskim i angielskim.
3. Tytuł pracy – w języku polskim i angielskim.
4. Słowa kluczowe (Key words) – w języku polskim i angielskim.
5. Tekst pracy powinien obejmować: wprowadzenie, materiał i metody, wyniki, podsumowanie i dyskusję, wnioski, literaturę, streszczenie, adres autora(-ów).
6. Tytuły tabel i rysunków, opisy główki pionowej i poziomej tabel oraz wszystkie napisy na ilustracjach muszą być podane w języku polskim i angielskim.
7. Przy powoływaniu się w tekście na innych autorów podaje się np.: zdaniem Kowalskiego (2002) lub (Kowalski 2002).
8. Wykaz piśmiennictwa należy zestawić w porządku alfabetycznym według kolejności: nazwisko(-a) autora(-ów), inicjały imion; rok wydania (gdy w danym roku jest wydanych kilka prac tego samego autora, po podaniu roku należy oznaczyć kolejne pozycje a, b, c itd.); tytuł pracy; skrót wydawnictwa i miejsce wydania (w przypadku podręcznika, monografii lub innej publikacji zwartej); numer tomu (rocznika), zeszytu oraz numery stron (w przypadku periodyku), np.:
Kowalski J. 2002a: Analiza regresji stosowana. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
Kowalski J. 2002b: Modelowanie nasypów. *Gosp. Wod.* 3: 25–28.
W przypadku pracy zbiorowej: tytuł, rok wydania, redaktor wydania, wydawnictwo i miejsce wydania.
9. Streszczenie w języku angielskim lub polskim (jeżeli praca jest napisana w języku angielskim) – około 400 znaków.
10. Author's address:
Jan Kowalski
Nazwa miejsca pracy w języku polskim (uczelnia, katedra)
Miejscowość, ulica
Poland
11. Streszczenie w języku polskim z podaniem imienia, nazwiska oraz tytułu pracy (do 500 znaków) w celu przekazania do krajowego oraz międzynarodowego wykazu czasopism.