WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA IM. JURIJA GAGARINA
W ZIELONEJ GÓRZE

WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

zeszyty naukowe

ZIELONA GÓRA – 1985

Spis treści

1. EMIL MICHTA, JANUSZ STANISŁAWSKI — Organizacja obliczeń numerycznych dla potrzeb prognozowania zapotrzebowania na wodę w oparciu o proste łańcuchy Markowa 3
2. TERESA L. NOWAK — Stanowisko do badań oporności hydraulicznej rur perforowanych szczelinowo 13
3. TERESA L. NOWAK — Przepływ cieczy w rurach perforowanych w świetle dotychczasowych badań 21
4. ANDRZEJ WAYDA, DANUTA WERSZKO — Metoda numeryczna obliczania charakterystyk strumienic ssących parowych 35
5. MAGDALENA GRACZYK — Biokonwersja związków organicznych źródłem odzysku energii i stabilizacji ścieków 49
6. ZBIGNIEW HRYNKIEWICZ — Płukanie wodociągowych filtrów pośpiesznych 63
7. ZBIGNIEW HRYNKIEWICZ — Rozwój i stan centralnego zaopatrzenia w wodę m. Zielonej Góry. Zmiana technologii uzdatniania wody . . 71
8. MAGDALENA GRACZYK, ZOFIA SADECKA, ZBIGNIEW HRYNKIEWICZ — Osad czynny w małej oczyszczalni ścieków na przykładzie oczyszczalni dla masarni WSS „Społem" w Lubsku 81
9. ZOFIA SADECKA — Osad czynny — napowietrzanie, natlenianie . . 97
10. HENRYK GREINERT, ANDRZEJ JĘDRCZAK — Zawartość fenolu w odpadach odlewniczych oraz wodach podziemnych i powierzchniowych w sąsiedztwie wysypiska 109
11. HENRYK GREINERT, MICHAŁ DRAB — Możliwości wykorzystania kory sosnowej w uprawie pomidorów szklarniowych 117
12. HENRYK GREINERT, MICHAŁ DRAB, JERZY MENDALUK — Kształtowanie się zawartości $N—NO_3$, $N—NO_2$, $N—NH_4$ i $P—PO_4$ w wodach rzek Obrzycy i Obry Leniwej w latach hydrologicznych 1981/82 oraz 1982/83 131
13. HENRYK GREINERT, MARLENA PIONTEK, MICHAŁ DRAB — Ocena toksycznego działania substancji wyługowanych z ziemi skażonej odpadami przemysłowymi na wybrane organizmy wodne w aspekcie wymogów stawianych przy ich składowaniu 141
14. ADAM SOLSKI, KRYSTYNA BIAŁOBORSKA, ANNA LEBIECKA — Możliwości zmniejszenia stopnia toksyczności ścieków wytwarzanych przez Zakłady Górnicze KGHM 152

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA IM. JURIJA GAGARINA
W ZIELONEJ GÓRZE
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA i INŻYNIERII SANITARNEJ

ZESZYTY NAUKOWE
Nr 74

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 3

ZIELONA GÓRA, 1985

Kolegium redakcyjne

HENRYK GREINERT (przewodniczący), MICHAŁ DRAB (sekretarz),
IRENEUSZ WRÓBEL (członek)

Redaktor naukowy
Prof. dr hab. ADAM SOLSKI

Printed in Poland

Wydano za zgodą
REKTORA WYŻSZEJ SZKOŁY INŻYNIERSKIEJ IM. JURIJA GAGARINA
w Zielonej Górze

Redaktor

TADEUSZ STRYSZOWSKI

Redaktor techniczny

HELENA MARIA TRZECIAK

WYDAWNICTWO UCZELNIANE
WYŻSZEJ SZKOŁY INŻYNIERSKIEJ IM. JURIJA GAGARINA
w Zielonej Górze

ZIELONA GÓRA — 1986. Nakład 200+50 egz. Format B-5. Objętość: ark. wyd.: 10,25; ark. druk.: 10,5. Oddano do składu 21 grudnia 1984 r. Podpisano do druku 15 września 1986 r. Druk ukończono w styczniu 1987 r. Papier drukowy, kl. III, 70 g, 700×100. Cena 160,—

Druk: Zielonogórskie Zakłady Graficzne, Zam. 173 — I-19/61

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Emil Michta
Janusz Stanisławski

ORGANIZACJA OBLICZEŃ NUMERYCZNYCH DLA POTRZEB PROGNOZOWANIA ZAPOTRZEBOWANIA NA WODĘ W OPARCIU O PROSTE ŁAŃCUCHY MARKOWA

Streszczenie

W pracy wskazano na celowość stosowania metod numerycznych do budowy modelu prognostycznego w oparciu o macierz prawdopodobieństw przejścia. Przedstawiono algorytm programu komputerowego automatycznie przeprowadzającego programowanie zużycia wody na podstawie pomiarów rzeczywistych.

1. Wprowadzenie

W ostatnich latach do określania charakterystyk losowych różnych szeregów czasowych z coraz większym powodzeniem stosuje się modele stochastyczne. Wynika to z dużej uciążliwości, a czasami wręcz niemożliwości wykonania ilościowej i jakościowej oceny zjawisk fizycznych opisywanych modelami deterministycznymi i probabilistycznymi lub metodami rachunku korelacyjnego. W hydrologii znane są i wykorzystywane do prognozy zdarzeń, modele stochastyczne uwzględniające deterministyczno-losowy charakter analizowanych zjawisk.

W badaniach procesów aproksymujących lub generujących empiryczne szeregi czasowe wykorzystuje się stochastyczne równania różniczkowe lub schematy współzależności zdarzeń, konstruowane w oparciu o rozpoznane właściwości losowe zmiennej.

Dla krótkoterminowego prognozowania zapotrzebowania na wodę do celów sterowania systemami zaopatrzenia w wodę aglomeracji miejsko-przemysłowych można wykorzystywać łańcuchy Markowa, będące najprostszymi uogólnieniami zdarzeń zależnych. Model zjawiska zużycia wody w oparciu o prosty proces Markowa został zaprezentowany w pracach [3, 4, 5]. Zgodnie z zawartymi tam postulatami prognozowanie prowadzi się na podstawie macierzy prawdopodobieństw przejścia (tzw. TPM).

Wielkością wejściową jest zaobserwowana w pierwszym odcinku okresu prognozowanego wartość zużycia wody transformowana w L — wymiarowy wektor μ_i (O) o jednej współrzędnej równej 1 i pozostałych równych zero. Wymiar wektora μ_i (O) jest równy liczbie wierszy w TPM.

Mgr inż. Emil Michta — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze
Dr inż. Janusz Stanisławski — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze

2. Podstawy matematyczne prognozowania zdarzeń z wykorzystaniem macierzy prawdopodobieństw przejścia (TPM)

Macierz TPM jest konstruowana w taki sposób, że poszczególnym wierszom przyporządkowywane są stany wejściowe „i" w postaci przedziałów zużycia wody o szerokości IDELTA. W analogiczny sposób kolumnom macierzy przyporządkowuje się stany wyjściowe „j" o tej samej szerokości przedziałów.

Prawdopodobieństwa przejścia p_{ij} (n) obliczane są ze wzoru Bayesa [2]:

— dla procesów jednorodnych:

$$P_{ij} = \frac{P\,(X = i,\ Y = j)}{P\,(X = i)}$$

— dla procesów niejednorodnych:

$$p_{ij}(n) = \frac{P(X_{t-1} = i,\ Y_t = j)}{P(X_{t-1} = i)}$$

gdzie:

t — odcinek czasu w okresie prognozowanym

n — kolejny numer macierzy TPM

X_{t-1}, Y_t — zaobserwowane sekwencje wartości zużycia wody w (t—1) — szym i t — tym odcinku czasu

Prawdopodobieństwa $p_{ij}(n)$ lub p_{ij} uzyskiwane są na podstawie obserwacji zdarzeń zaobserwowanych w roku poprzedzającym okres prognozowany. Z tych powodów konieczne jest ustalenie współczynnika C_R transponującego wartości zużycia wody z roku poprzedniego na bieżący.

Zgodnie z [1, 2] wynikiem prognozowania jest wektor wyjściowy $\mu_j(n)$, stanowiący rozkład prawdopodobieństwa stanów wyjściowych „j". Wg [4] przyjmuje się, że przewidywane zużycie wody jest równe średniej arytmetycznej końców przedziału o największym prawdopodobieństwie wystąpienia. Procedura obliczeń wektorów $\mu_j(n)$ wynika z właściwości prostego łańcucha Markowa i polega na kolejnym mnożeniu wektorów wejściowych $\mu_j(n-1)$ przez odpowiednią macierz TPM wg schematu:

$$\left[\mu_i(0)\right]_{1xL} \cdot \left[p_{ij}(1)\right]_{LxK} = \left[\mu_j(1)\right]_{1xK}$$

$$\left\{\left[\mu_j(1)\right]_{1xK} = \left[\mu_i(1)\right]_{1xK}\right\} \cdot \left[p_{ij}(2)\right]_{KxK} = \left[\mu_j(2)\right]_{1xK}$$

$$\left\{\left[\mu_j(n-1)\right]_{1xK^{n-1}} = \left[\mu_i(n-1)\right]_{1xK^{n-1}}\right\} \cdot \left[p_{ij}(n)\right]_{K^{n-1}xK^n} =$$

$$= \left[\mu_j(n)\right]_{1xK^n}$$

gdzie: $\left[\mu_j(1)\right]_{1xK} \ldots \left[\mu_j(n)\right]_{1xK^n}$ —

— wektory, rozkłady stanów prognozowanych (wyjściowych) po każdym kroku obliczeń (np. prognoza zużycia wody po upływie jednej doby lub jednej godziny).

Dynamika tak zdefiniowanego procesu umożliwia jego start, zatrzymanie i ciągłą weryfikację obliczeń w dowolnym odcinku czasu. Jednakże z właściwości algebry macierzy stochastycznych wynikają dwa istotne warunki:

— wektor wejściowy $\mu_i(n—1)$ musi liczyć tyle kolumn (współrzędnych) ile wierszy posiada odpowiadająca mu macierz TPM,
— suma wyrazów w poszczególnych wierszach macierzy TPM oraz w wektorach wejściowych i wyjściowych musi być równa 1.

3. Algorytm obliczeń prognozowanego zużycia wody z zastosowaniem ETO

Realizacja obliczeń przytoczonych w pkt. 2 jest możliwa jedynie przy użyciu EMC. W tym celu opracowany został program MS01 w języku FORTRAN 1900 dla maszyn cyfrowych serii Odra 1300. Dane wejściowe dostarczane przez operatora stanowią:

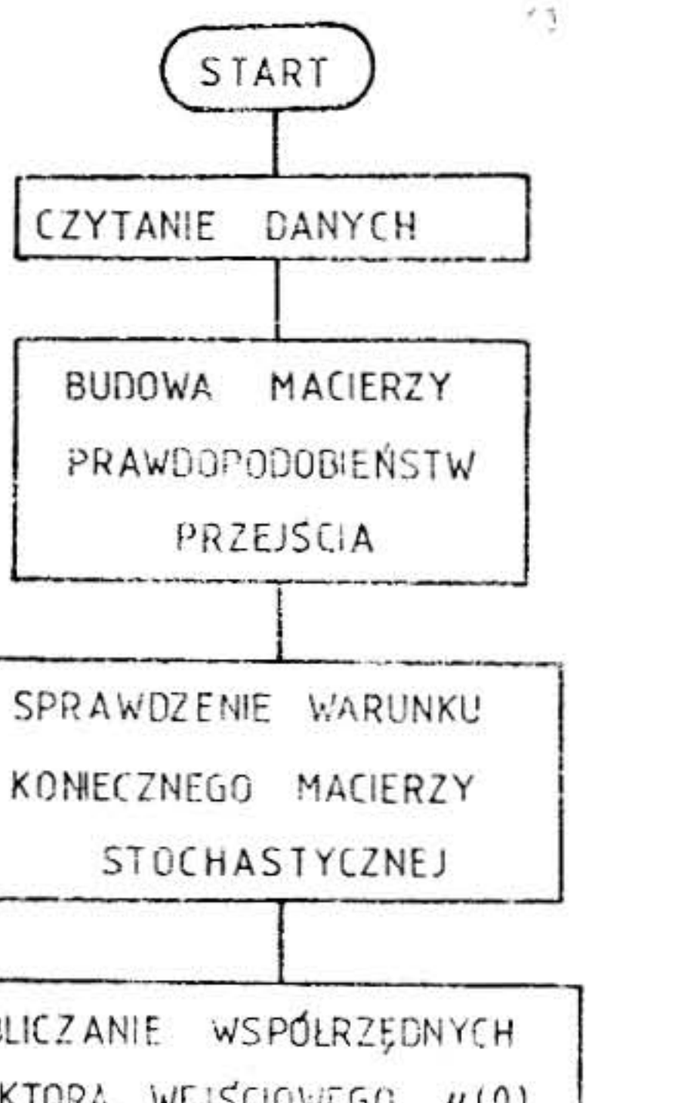
— N — elementowy ciąg liczb X, odpowiadający wartościom zużycia wody w (t—1) -szym odcinku czasu,
— N — elementowy ciąg liczb Y, odpowiadający wartościom zużycia wody w t — tym odcinku czasu, (ciągi X i Y muszą być równoliczne),
— deklarowana, dowolna szerokość przedziałów wejściowych i wyjściowych (IDELTA) w macierzy TPM, która powinna być powiązana z wielkościami charakterystycznymi dla analizowanego systemu zaopatrzenia w wodę (np. wydajności źródeł zasilania),
— predyktor Q, czyli czynnik prognozujący, tj. zaobserwowana w pierwszym odcinku okresu prognozowanego wartość zużycia wody.

Program wykonuje następujące operacje:

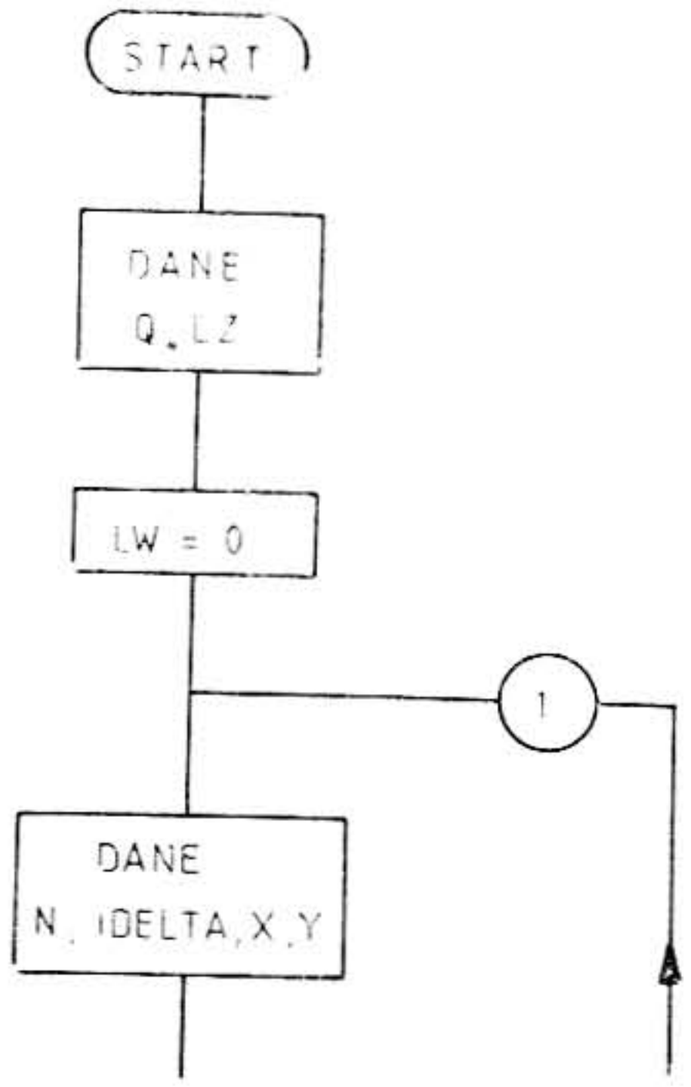
— wyznacza automatycznie skrajne wartości zużycia wody w przedziałach wejściowych i wyjściowych macierzy TPM na podstawie wyznaczonych maksymalnych wyrazów w ciągach X i Y,
— przyporządkowuje wartości X i Y poszczególnym przedziałom i oblicza prawdopodobieństwa przejścia $p_{ij}(n)$ wg wzoru Bayesa (1), (2),
— sprawdza istnienie warunków wynikających z właściwości algebry macierzy stochastycznych i w razie potrzeby wprowadza odpowiednie korekty,
— wyznacza współrzędne wektora wejściowego $\mu_i(o)$,

— oblicza współrzędne wektora wyjściowego $\mu_j(n)$ i automatycznie podaje prognozowaną wartość zużycia wody po każdym kroku,
— koryguje wektor wejściowy $\mu_i(n-1)$ do postaci odpowiadającej przedziałom wejściowym w kolejnej macierzy TPM,
— wstrzymuje działania w wypadku wystąpienia wyrazów równych zero w dowolnym z wierszy macierzy TPM oraz w razie niezmieszczenia się wartości predyktora w jakimkolwiek z przedziałów wejściowych macierzy TPM.

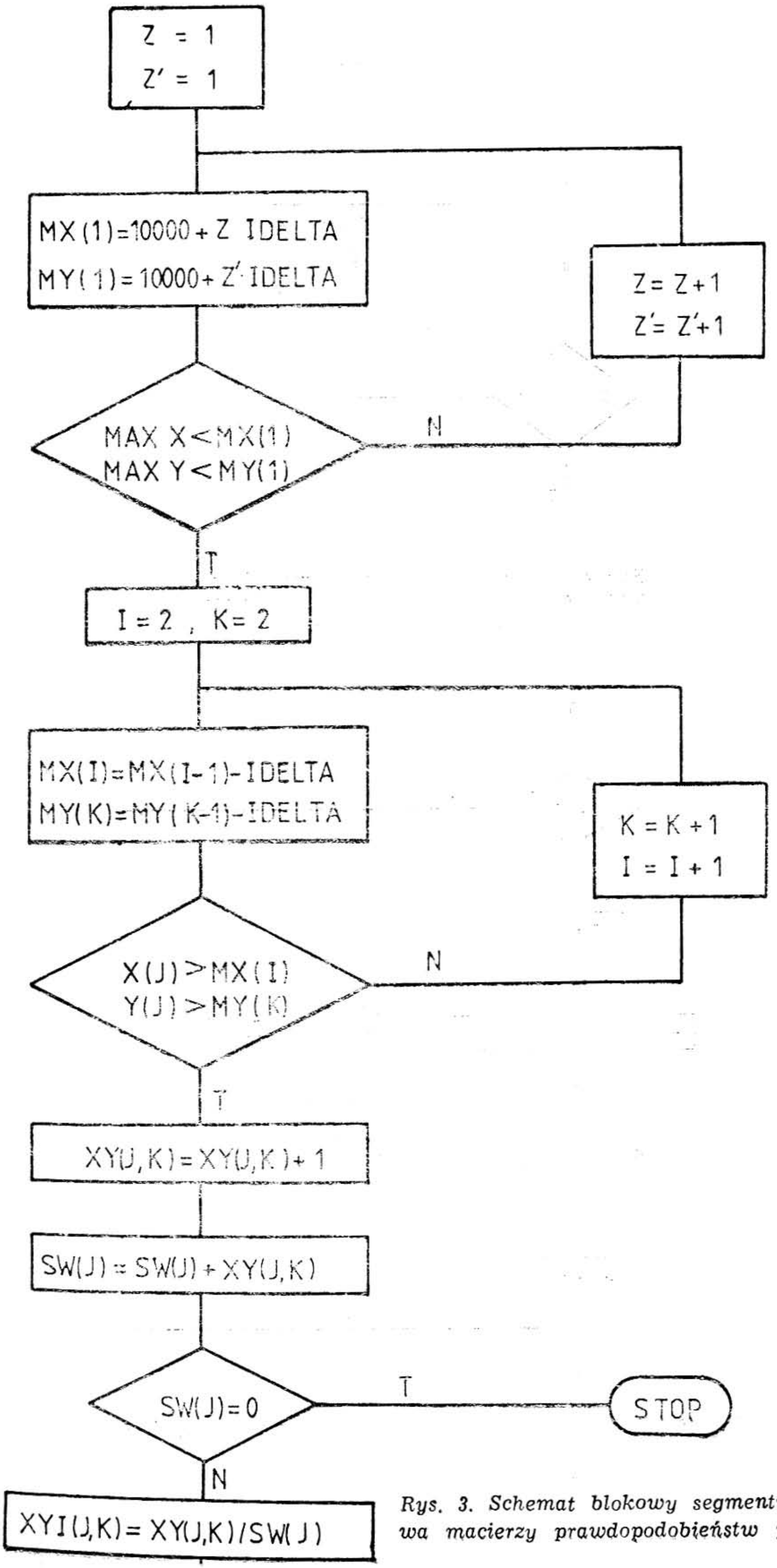
Na rys. 1 przedstawiono ogólny schemat programu MS01, natomiast na rys. 2 do 7 przedstawiono szczegółowe algorytmy obliczeń realizowanych w kolejnych segmentach. Wykonywane tu obliczenia numeryczne



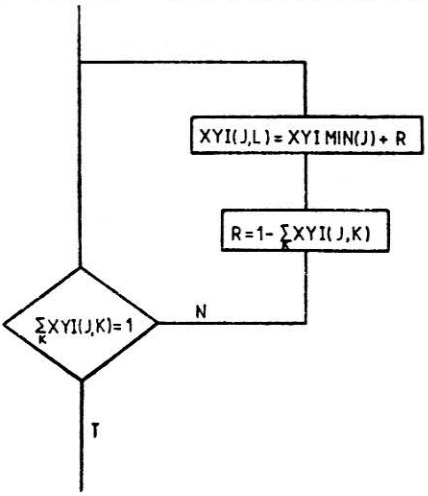
Rys. 1. Ogólny schemat obliczeń realizowanych przez program MS01



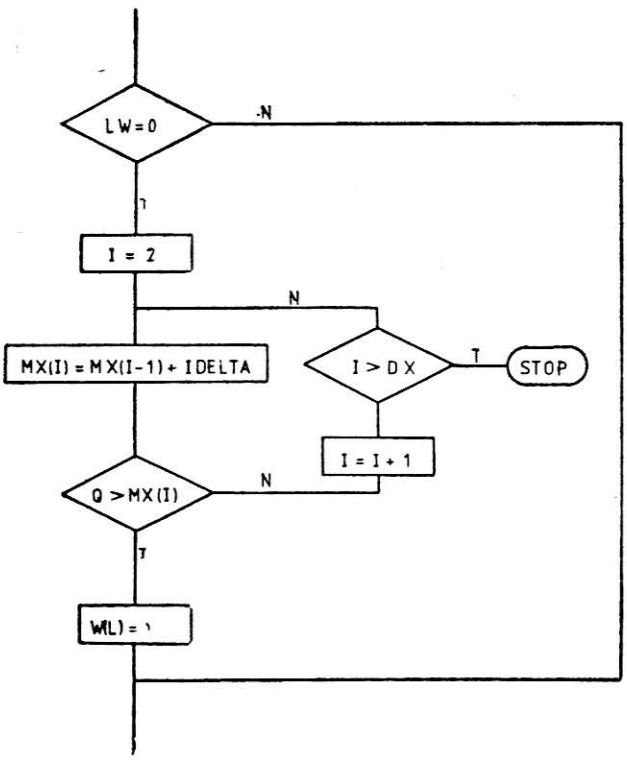
Rys. 2. Schemat blokowy segmentu „Czytanie danych"



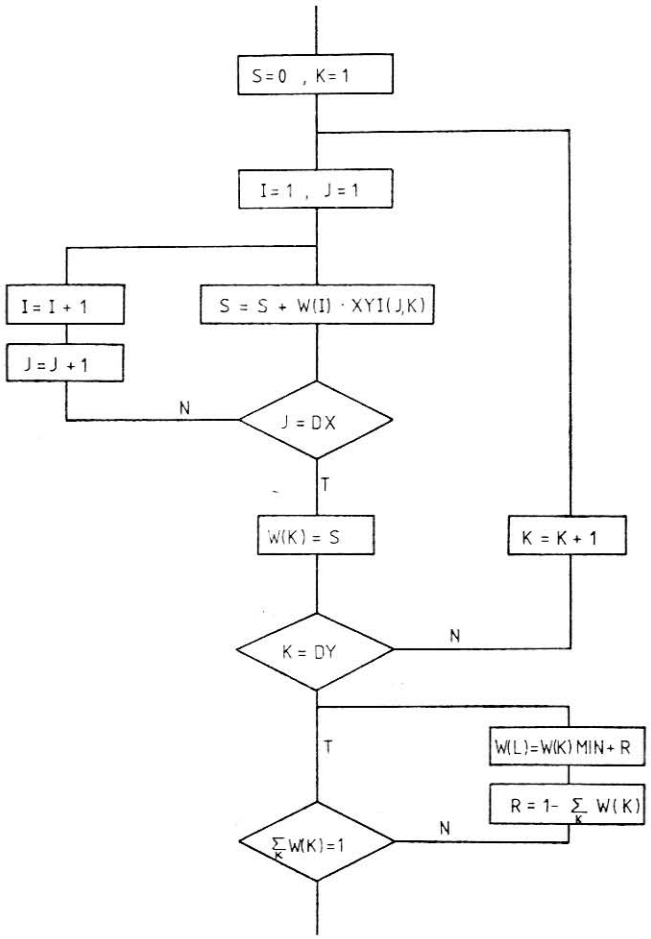
Rys. 3. Schemat blokowy segmentu „Budowa macierzy prawdopodobieństw przejścia"



Rys. 4. Schemat blokowy segmentu „Sprawdzanie warunku koniecznego macierzy stochastycznej"



Rys. 5. Schemat blokowy segmentu „Obliczanie współrzędnych wektora wejściowego μ_i (o)"



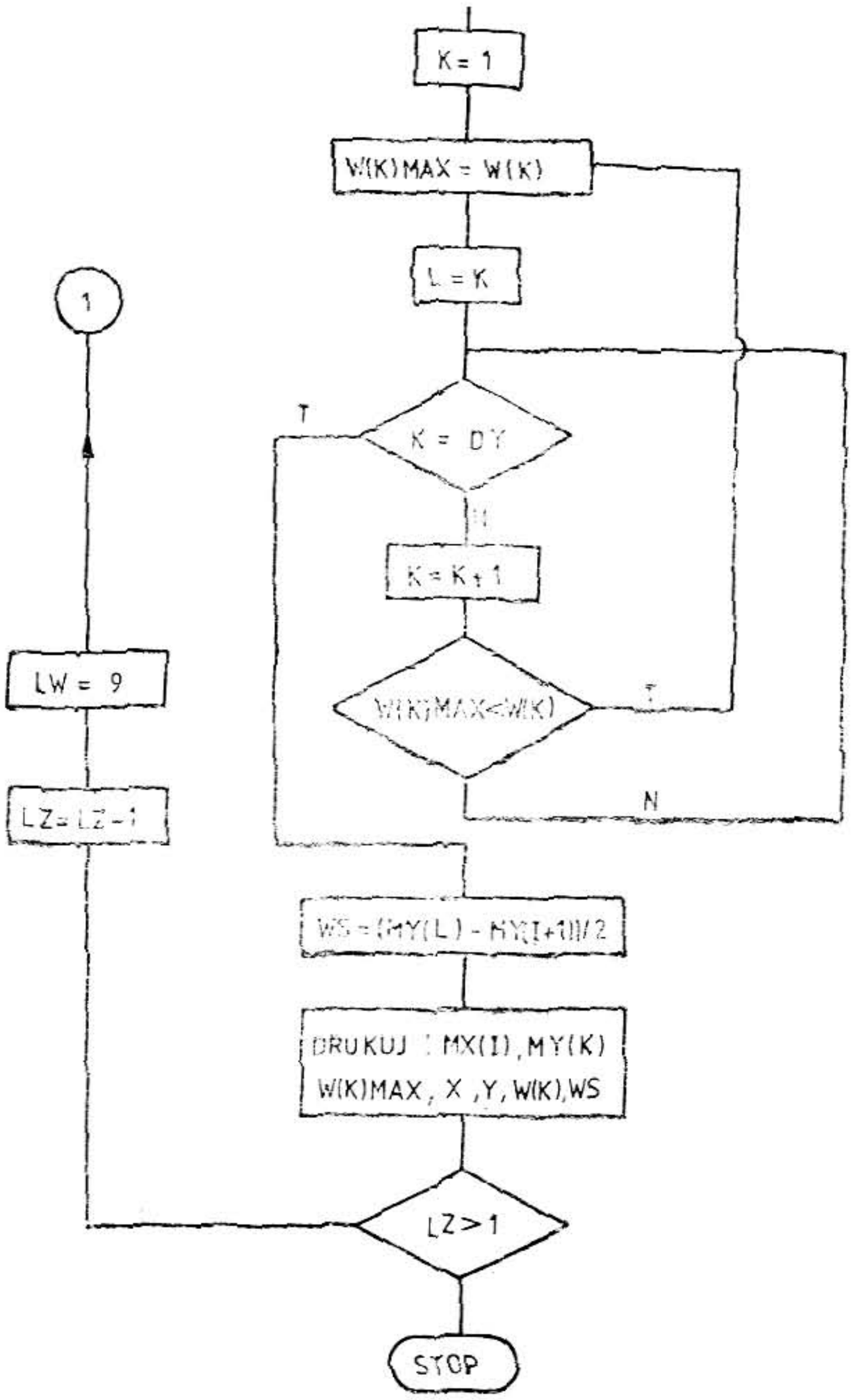
Rys. 6. Schemat blokowy segmentu „Obliczanie współrzędnych wektora wyjściowego μ_j *(n)"*

nie wymagają stosowania specjalnych procedur ani podprogramów. Jego prostota sprawia, że może być kodowany również w innych niż FORTRAN językach konwersacyjnych. Poniżej zestawiono wykaz użytych w schematach oznaczeń:

OBJAŚNIENIA SYMBOLI UŻYTYCH NA RYS. 2 DO 7

N — liczba obserwacji zużycia wody w ciągu X i w ciągu Y,

DX — liczba wierszy w macierzy XY (J,K) lub XYI(J,K),



Rys. 7. Schemat blokowy segmentu „Wybór przedziału prognozowego w wektorze wyjściowym"

DY — liczba kolumn w macierzy XY(J,K) lub XYI(J,K),
Q — predyktor,
LZ — zadeklarowana liczba zadań,
LW — stała oznaczająca występowanie wektora prognozowanego,
MAXX — wyraz o wartości maksymalnej w ciągu X,
MAXY — wyraz o wartości maksymalnej w ciągu Y,
SW(J) — suma wyrazów w wierszu J macierzy XY (J, K),
XYI(J, K) — prawdopodobieństwo przejścia $p_{ij}(n)$,
K — licznik kolumn,

L — licznik wierszy,
W(L), W(K), W(I) — wektor wejściowy,
W(K) MIN — współrzędna wektora W(K) o wartości minimalnej,
W(K) MAX — współrzędna wektora W(K) o wartości maksymalnej,
XYIMIN — wyraz $p_{ij}(n)$ o wartości minimalnej w J tym wierszu macierzy,
MY(L), MY(L+1) — wartości skrajne w przedziale o największym prawdopodobieństwie zużycia wody,
WS — prognozowana wartość zużycia wody.

4. Podsumowanie

Nowoczesne metody predykcji zdarzeń losowych narzucają stosowanie coraz efektywniejszych i bardziej wyrafinowanych technik obliczeniowych. Zaprezentowana w niniejszej pracy metoda jest jedną spośród możliwych do stosowania przy prognozowaniu godzinowego lub dobowego zapotrzebowania na wodę. Jej atrakcyjność polega na automatycznym wyborze wartości przewidywanej i niewielkiej liczbie łatwo dostępnych danych będących podstawą prognozowania. Zdaniem autorów należy w dalszym ciągu adaptować i rozwijać różne metody prognozowania, rozumiane jako przewidywanie wartości zmiennej w przyszłości na podstawie obserwacji i statystycznej obróbki danych pochodzących z minionych okresów czasu.

LITERATURA

1. Benjamin J. R. Comell C. A. — *Rachunek prawdopodobieństwa, statystyka matematyczna i teoria decyzji dla inżynierów.* Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa, 1977.
2. Kushner H. — *Wprowadzenie do teorii sterowania stochastycznego.* PWN, Warszawa, 1983.
3. Siwoń Z. Stanisławski J. Bogaczewicz S. — *Wstępne wyniki badań nad zastosowaniem stochastycznego procesu Markowa do matematycznego modelowania zapotrzebowania na wodę w miastach.* Materiały z Konferencji Naukowo-Technicznej „*Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej*", Kołobrzeg, 1983
4. Siwoń Z., Stanisławski J. — *Podstawy stochastycznego modelowania godzinowego zużycia wody w miastach dla potrzeb sterowania systemem jej dystrybucji.* Materiały z seminarium w ramach PR-07 *Zużycie wody wodociągowej — Wielkość, Zmienność i Racjonalizacja*, Białystok, 1984.
5. Siwoń Z, Stanisławski J. — *O możliwości wykorzystania stochastycznego procesu Markowa do prognozowania godzinowego zapotrzebowania na wodę.* Zeszyty Karkonoskiego Towarzystwa Naukowego,

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74

NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Teresa L. Nowak

STANOWISKO DO BADAŃ OPORNOŚCI HYDRAULICZNEJ RUR PERFOROWANYCH SZCZELINOWO

W ostatnich latach dużym zainteresowaniem cieszą się ujęcia promieniste wody infiltracyjnej i gruntowej. Zbudowane są one ze studni zbiorczej oraz z kilku lub kilkunastu poziomych, częściowo perforowanych zbieraczy. Dopływ wody do studni zbiorczej spowodowany jest obniżeniem jej poziomu w studni w stosunku do poziomu hydrostatycznego, zwanym depresją pozorną s_p (rysunek nr 1).

Depresja ta stanowi sumę:

1) depresji rzeczywistej s odniesionej do zewnętrznego obrysu naturalnego filtru wytworzonego wokół zbieracza,
2) wysokości strat hydraulicznych Δh_f powstałych podczas przepływu wody przez naturalny filtr wytworzony wokół zbieracza,
3) wysokości strat energii Δh_s powstałych podczas ruchu wody wewnątrz pełnościennej i perforowanej części zbieracza.

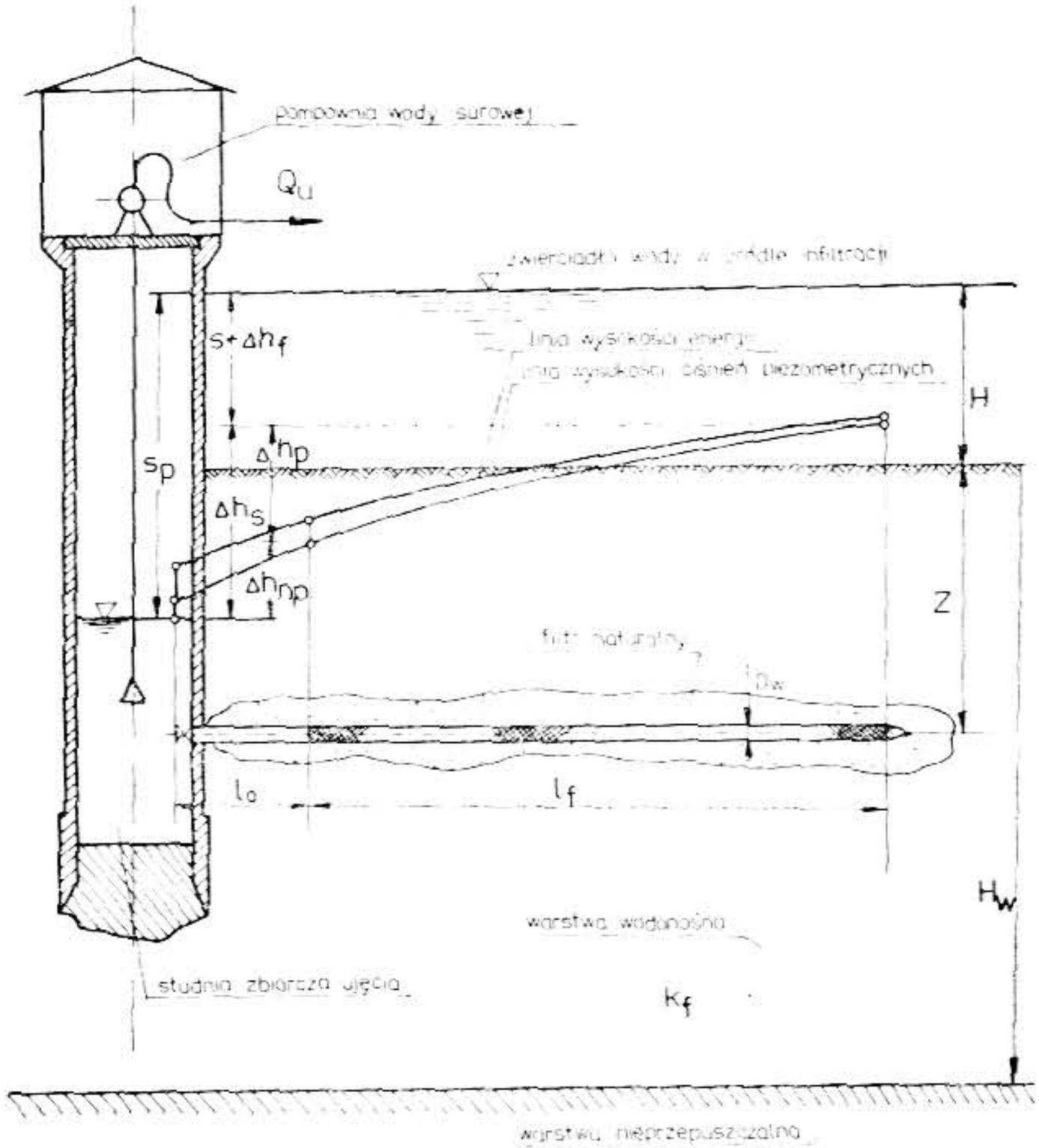
Wśród zalet takiego ujęcia wymienić można:

— dużą wydajność ujęcia zastępującego 10÷20 pojedynczych studni wierconych,
— długość części perforowanej pojedynczego zbieracza, osiągającą nawet 120 m,
— lepszą jakość wody w porównaniu z wodą powierzchniową,
— niższe koszty budowy i eksploatacji w porównaniu z innymi typami ujęć.

Wydawać by się mogło, że w Polsce powinny być budowane tylko takie typy ujęć, jednak do 1980 roku działało ich tylko 18. Przyczyny takiej sytuacji należy szukać w braku zaufania do dotychczas stosowanych wzorów na obliczanie wydajności ujęć, ponieważ w trakcie eksploatacji nie osiąga się przewidywanych ilości wody. Brak jest też w kraju wyspecjalizowanych przedsiębiorstw wykonawczych, które podjęłyby się budowy takich ujęć.

Dotychczas stosowane metody wyznaczania wydajności Q_u ujęcia promienistego uzależniały Q_u od depresji rzeczywistej s, natomiast zupełnie

Mgr inż. Teresa L. Nowak — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze



Rys. 1. Schemat ujęcia promienistego w warunkach infiltracji

pomijały straty występujące przy przepływie wody przez warstwę wodonośną i perforowany zbieracz. Kotowski [1] podał nową formułę uzależniającą już wydajność Q_u od depresji pozornej s_p:

$$Q_u = 28{,}351 \cdot k_f r_o^{0{,}814}\, l_f^{0{,}454}\, n^{0{,}866}\, z^{-0{,}18}\, H_w^{0{,}176}\, s_p^{0{,}763}\ [m^3/s] \qquad (1)$$

gdzie:
k_f — współczynnik filtracji złoża, m/s,
n — liczba zbieraczy,
l_f — długość części perforowanej zbieracza,
r_o — wewnętrzny promień zbieracza, m,
z — zagłębienie zbieracza pod dnem źródła infiltracji, m,
H_w — miąższość warstwy wodonośnej, m,
s_p — depresja pozorna w studni zbiorczej, m,

$$s_p = s + \Delta h_f + \Delta h_s$$

Dokładność stosowania tej metody jest największa w następujących granicach parametrów:

$$l_f/r_o \in \langle 101{,}01 ; 505{,}05 \rangle$$
$$z/r_o \in \langle 24{,}24 ; 96{,}97 \rangle$$
$$H_w/r_o \in \langle 72{,}73 ; 121{,}21 \rangle$$
$$s_p/r_o \in \langle 16{,}16 ; 48{,}48 \rangle$$
$$n \in \langle 4 ; 12 \rangle$$

Ocena wartości Δh_f jest bardzo trudna, ponieważ stanowi ją suma wysokości strat hydraulicznych wynikających z:
— przepływu wody przez granice warstwy wodonośnej i filtru naturalnego, filtru naturalnego i rury perforowanej,
— przepływu wody przez strefę filtru naturalnego i przez otwory w ściance perforowanej.

Oprócz tego w trakcie eksploatacji występują procesy cementacji (kolmatacji) strefy przyfiltrowej oraz zarastanie otworów wlotowych do zbieracza. Wielu autorów zaleca posługiwanie się wzorem Abramowa:

$$\Delta h_f = 0{,}01 \cdot a_e \sqrt{\frac{s_p \cdot Q_u}{d_f \cdot n \cdot l_f \cdot k_f \cdot \pi}} \quad , \text{m} \tag{2}$$

w którym:
a_e — współczynnik empiryczny, $a_e = 9 \div 15$
d_f — średnica filtru naturalnego, m
$d_f = 2r_o + 2\delta + (0{,}08 \div 0{,}20)$
gdzie δ jest grubością rury perforowanej, m.

Na wielkość wysokości strat Δh_s składają się następujące czynniki:
— długość zbieracza,
— stopień przepuszczalności ścianek φ, mierzony stosunkiem powierzchni wszystkich otworów do wewnętrznej powierzchni ścianki zbieracza (może osiągnąć nawet 30%),
— boczny dopływ wody przez otwory w ściance, powodujący zmianę masy głównego strumienia cieczy.

Szczegółowe badania strat hydraulicznych h_s przeprowadził Siwoń [2] i otrzymał dla przepływu w strefie ruchu burzliwego zależność:

$$\Delta h_s = \frac{(1 + \eta_p)}{2g} \alpha_o (v^2 - v_p^2) + \frac{\lambda_p l_f}{2gD_w} \left(v_p^2 + \frac{(2v_p v - v_p)}{m + 1} + \right.$$
$$\left. + \frac{(v - v_p)^2}{2m+1} \right) + \left(1 + \lambda_o \frac{l_o}{D_w}\right) \frac{v^2}{2g} \quad , \text{m} \tag{3}$$

gdzie:

η_p — współczynnik korekcyjny, uwzględniający łączny wpływ niecią-głości bocznego dopływu oraz wpływ kąta zawartego między do-pływającymi strugami cieczy a osią głównego strumienia; dla $\varphi < 0{,}03$ można przyjąć $(1+\eta_p)\,\alpha_o = 1{,}86$,

α_o — współczynnik Boussinesq'a,

v_p — średnia prędkość przepływu w najdalszym od studni przekroju ru-ry perforowanej, m/s,

v — średnia prędkość przepływu w przekroju pełnościennego odcinka zbieracza, m/s,

m — współczynnik charakteryzujący rozmieszczenie jednostkowych do-pływów bocznych wzdłuż perforowanej rury; przy równomiernym rozmieszczeniu dopływów m=1,

λ_o — współczynnik oporów liniowych w rurze pełnościennej w strefie ruchu burzliwego,

λ_p — współczynnik oporów liniowych w rurze perforowanej w strefie ruchu burzliwego.

Według Siwonia [2] współczynnik λ_p w hydraulicznie gładkiej rurze perforowanej otworami okrągłymi może być rozdzielony na dwa rodzaje oporów: λ_t i λ_{ot}. Wtedy:

$$\lambda_p = \lambda_t + \lambda_{ot} \tag{4}$$

$$\lambda_{ot} = 0{,}0106 \cdot \varphi^{0{,}413} \tag{5}$$

$$\lambda_t = 0{,}11 \left(\frac{k_z}{D_w} + 0{,}282\, \varphi^{2{,}4} + \frac{68}{Re} \right)^{0{,}25} \tag{6}$$

gdzie:

λ_{ot} — zastępczy współczynnik tarcia wywołany perforacją rury,

λ_t — wyodrębniony współczynnik tarcia wywołany podstawową chro-powatością ścianki perforowanej rury, może być teoretycznie określony jako współczynnik tarcia rur pełnościennych o takiej samej chropowatości ścianek.

Według Kotowskiego [1] współczynnik oporów hydraulicznych rur perforowanych λ_p dla przepływu laminarnego wynosi:

$$\lambda_p = 0{,}0203\varphi^{0{,}83} + \frac{64}{Re} \tag{7}$$

a dla przepływu burzliwego:

$$\lambda_p = 0{,}0203\varphi^{0{,}83} + \lambda_t \tag{8}$$

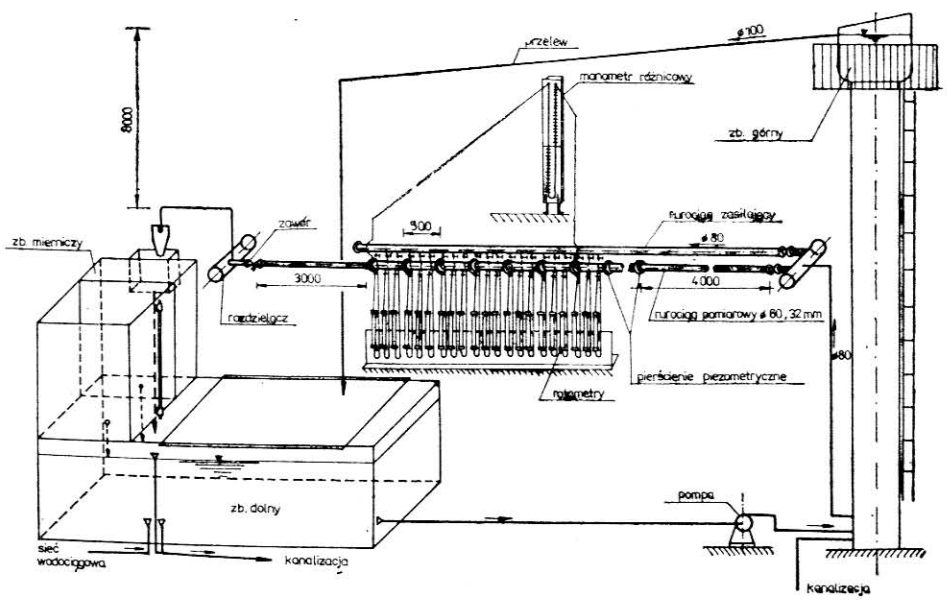
w którym:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda_t}} = -2 \cdot \lg \frac{5{,}28}{Re^{0{,}89}} + 0{,}269 \left(1{,}56\,\varphi^{2{,}9} + \frac{k_z}{D_w}\right) \tag{9}$$

gdzie k_z jest zastępczą chropowatością piaskową wg Nikuradsego.

Wzory (1) — (9) podane przez Siwonia i Kotowskiego mogą być stosowane tylko do takich rodzajów rur, jakie użyli oni do badań i do analogicznego rodzaju perforacji oraz sposobu rozmieszczenia otworów (Siwoń — rury hydraulicznie gładkie z PCV, perforacja okrągła, otwory rozmieszczone w szachownicę tak, że linie łączące środki otworów tworzą trójkąty równoboczne, stopień perforacji $\varphi = 0{,}7\%$, 3,0%, 12,6%; Kotowski — rury mosiężne, perforacja okrągła, różne warianty rozmieszczenia otworów w szachownicę, $\varphi = 5{,}0\%$, 10%, 19,9%).

Do budowy promienistych ujęć używa się obecnie rur stalowych o perforacji szczelinowej. Perforacja ta umożliwia uzyskiwanie dużego stopnia przepuszczalności ścianek. W dotychczasowej literaturze nie znane są badania, które umożliwiłyby wyznaczenie oporów hydraulicznych podczas przepływu wody przez szczelinowo perforowane rury stalowe. W celu przeprowadzenia takich badań wykonano specjalne stanowisko doświadczalne przedstawione na rysunku 2.



Rys. 2. Schemat stanowiska doświadczalnego

Badania mają na celu:

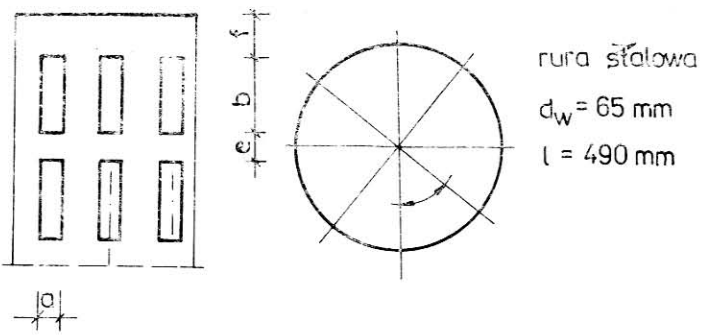
a) wyznaczenie współczynnika tarcia λ_o dla pełnościennej rury stalowej jako funkcji liczby Reynoldsa i chropowatości ścianki k,
b) określenie zależności funkcyjnej współczynnika oporów liniowych w rurze perforowanej szczelinowo λ_{ps} od stopnia przepuszczalności ścianek i parametrów określających wymiary i rozmieszczenie szczelin,
c) porównanie otrzymanych wartości z opublikowanymi przez Siwonia [2] i Kotowskiego [1] wynikami badań rur z PCV i mosiężnych o perforacji okrągłej.

W celu zrealizowania przedstawionego zakresu badań wykonano stanowisko doświadczalne (rysunek 2) składające się z następujących elementów: zbiornik górny wody umieszczony na wieży, zbiornik dolny, pompa, układ pomiarowy i zbiornik mierniczy do wolumetrycznego pomiaru natężenia przepływu wody. Układ pomiarowy zawiera czterometrowy wymienny odcinek pomiarowy rury złożony z 8 wymienialnych części, każda o długości 490 mm i średnicy 65 mm. Każda część odcinka pomiarowego umieszczona jest w stalowej rurze okładzinowej $D_w = 125$ mm i długości 460 mm. Połączenia części wykonane są za pomocą kołnierzy, między którymi umieszczono komory piezometryczne (możliwość odbioru ciśnienia piezometrycznego w odstępach co 0,5 m). Na końcu układu pomiarowego umieszczono zawór do regulacji natężenia przepływu wody, rozdzielacz wody i urządzenie przerzutowe, którym woda kierowana jest do dwukomorowego zbiornika mierniczego o pojemności 1,3 m^3, bądź do zbiornika dolnego. Po dokonaniu pomiaru woda z tego zbiornika będzie kierowana do zbiornika dolnego, a następnie będzie przepompowywana do zbiornika górnego przy pomocy pomp obiegowych. W celu usunięcia nadmiaru żelaza z wody wodociągowej zamontowano na rurociągu zasilającym odżelaziacz ciśnieniowy obniżający o 50% zawartość żelaza w wodzie z sieci miejskiej. Po zakończeniu serii pomiarów zdemontuje się wymienny odcinek rurociągu pomiarowego, zastępując go odcinkiem o innej perforacji. Przewidziano wstępnie 15 wariantów perforacji szczelinowej (tabela), zmieniając w nich stopień przepuszczalności ścianek φ, powierzchnię szczeliny A i stosunek długości boków a/b.

Program badań obejmować będzie następujące etapy:

1. pomiary spadku ciśnień piezometrycznych rury pełnościennej,
2. pomiary spadku ciśnienia piezometrycznego przy stałych natężeniach przepływu na długości odcinka pomiarowego dla rur bez i z dodatkową polietylenową osłoną szczelin.
3. pomiary spadku ciśnienia piezometrycznego przy dyskretnie zmiennym natężeniu przepływu na długości odcinka pomiarowego, wywo-

ZESTAWIENIE SPOSOBU PERFORACJI RUR



lp	a mm	b mm	A mm^2	a/b	∢	rzędy poziome	e mm	f mm	% φ
1	2.8	42.4	118.72	1/15	120	8	15.1	22.55	3.03
2	3.5	35.0	122.50	1/10	120	8	22.5	26.25	3.13
3	4.9	24.5	120.05	1/5	120	8	33.0	31.50	3.07
4	2.5	36.5	91.25	1/15	120	11	4.5	21.75	3.21
5	3.0	30.0	90.00	1/10	120	11	11.0	25.00	3.16
6	4.2	21.2	89.04	1/5	120	11	19.8	29.40	3.13
7	2.8	42.4	118.72	1/15	30	8	15.1	22.55	12.13
8	3.5	35.0	122.50	1/10	30	8	22.5	26.25	12.52
9	4.9	24.5	120.05	1/5	30	8	33.0	31.50	12.27
10	2.5	36.5	91.25	1/15	30	11	4.5	21.75	12.82
11	3.0	30.0	90.00	1/10	30	11	11.0	25.00	12.65
12	4.2	21.2	89.04	1/5	30	11	19.8	29.40	12.51
13	2.5	36.5	91.25	1/15	20	11	4.5	21.75	19.23
14	3.0	30.0	90.00	1/10	20	11	11.0	25.00	18.97
15	4.2	21.2	89.04	1/5	20	11	19.8	29.40	18.77

Rys. 3. Schemat blokowy segmentu „Budowa macierzy"

łanym bocznym dopływem wzdłuż drogi głównego strumienia cieczy dla różnych etapów rozkładu wielkości natężeń dopływów bocznych.

LITERATURA

[1] Kotowski A. — *Badanie modelowe wpływu wybranych parametrów konstrukcyjnych infiltracyjnych ujęć promienistych na ich wydajność.* Praca doktorska, Politechnika Wrocławska, 1980 r.

[2] Siwoń Z. — *Burzliwe przepływy cieczy w rurach perforowanych w warunkach nieciągłej zmiany masy strumienia.* Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej nr 33, Seria: Monografie nr 10, Wrocław 1976 r.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Teresa L. Nowak

PRZEPŁYW CIECZY W RURACH PERFOROWANYCH W ŚWIETLE DOTYCHCZASOWYCH BADAŃ

SPIS WAŻNIEJSZYCH OZNACZEŃ

g — przyśpieszenie ziemskie, m/s
h' — wysokość ciśnienia wody we wnętrzu zbieracza, m
Δh_{np} — wysokość strat hydraulicznych spowodowanych przepływem wody wewnątrz pełnościennego odcika zbieracza, m
Δh_p — wysokość strat hydraulicznych spowodowanych przepływem wody wewnątrz perforowanego odcinka zbieracza, m
Δh_s — wysokość strat hydraulicznych wywołanych przepływem wody przez perforowane i pełnościenne odcinki zbieracza, m
k_f — współczynnik filtracji, m/s
l_o — długość części pełnościennej zbieracza, m
l_f — długość części perforowanej zbieracza, m
p — ciśnienie piezometryczne w zbieraczu, m
q — natężenie dopływu bocznego na długości 1 metra perforowanej rury, m^3/s
s — depresja ujęcia promienistego odniesiona do zewnętrznego obrysu filtra naturalnego wytworzonego wokół zbieracza, m
s_p — depresja ujęcia promienistego mierzona w studni zbiorczej, m
v — średnia prędkość przepływu w przekroju x, m/s
z — głębokość ułożenia osi zbieracza pod dnem rzeki, m
Dw — średnica wewnętrzna zbieracza, mm
H — głębokość wody w rzece, m
L — całkowita długość zbieracza, m
Q — wydajność zbieracza, m^3/s
Re — liczba Reynoldsa
α_o — współczynnik Boussines'qa
η_p — współczynnik korekcyjny uwzględniający nieciągłość bocznego dopływu na długości perforowanej rury,
λ — współczynnik liniowych oporów tarcia w rurze pełnościennej,
λ_p — współczynnik liniowych oporów tarcia w rurze perforowanej,
λ_{op} — zastępczy współczynnik oporów wywołany obecnością otworów wykonanych w ściance rury,
λ_t — współczynnik oporów liniowych wywołany podstawową chropowatością ścianki perforowanej rury,
γ — przepuszczalność ścianki perforowanej rury, mierzona stosunkiem całkowitej powierzchni otworów do wewnętrznej powierzchni ścianki rury.

Mgr inż. Teresa L. Nowak — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze

Rury perforowane stosowane są w wielu urządzeniach wodociągowych, kanalizacyjnych i melioracyjnych, np.: w osadnikach, klarownikach, filtrach, drenach melioracyjnych i ujęciach promienistych, drenażowych itp. W obliczeniach hydraulicznych tych urządzeń należy między innymi uwzględnić zjawiska zachodzące w perforowanej rurze filtrowej podczas przepływu przez nią wody.

Pierwsze próby uwzględnienia strat ciśnienia przy przepływie wody przez perforowany zbieracz ujęcia promienistego w obliczeniach dokonali Glinicki i Roman [2]. Podali oni wykreślny i analityczny sposób określenia wydajności rzeczywistej zbieracza z uwzględnieniem strat hydraulicznych. Sposób ten ma charakter przybliżony i oparty jest na bardzo uproszczonym modelu zjawisk hydraulicznych towarzyszących ruchowi strumienia wody o dyskretnie zmieniającej się masie. Autorzy przyjęli, że wartość h' jest równa wysokości ciśnienia panującego w zbieraczu, a największe wartości przyjmuje ona na początku zbieracza, natomiast najmniejsze przy studni zbiorczej. Różnica ta spowodowana jest stratami ciśnienia na pokonanie oporów tarcia występującego w czasie przepływu wody we wnętrzu zbieracza w kierunku studni zbiorczej oraz zmianą natężenia przepływu wzdłuż długości zbieracza. Ponieważ wartość depresji $s = H+z-h'$ jest funkcją h', dlatego w celu osiągnięcia wymaganej wydajności należy w rzeczywistości wytworzyć w studni zbiorczej odpowiednio większą depresję s_p, obejmującą również straty hydrauliczne przy przepływie wody przez zbieracz (wydajność rzeczywista zbieracza będzie przy depresji s mniejsza niż wydajność teoretyczna obliczana według wzorów (1) i (2). Straty hydrauliczne wpływają na rozkład dopływu wody do zbieracza. Spadek ciśnienia w zbieraczu, w miarę zbliżania się do studni zbiorczej, powoduje jednoczesny wzrost dopływu wody do zbieracza, im bliżej studni zbiorczej. Należy wziąć pod uwagę, że straty ciśnienia rosną wraz z kwadratem natężenia przepływu tzn. wzrost natężenia tego przepływu powoduje wzrost strat jednostkowych.

Problem jak widać jest złożony, a wymaga ostatecznego rozwiązania na co wskazują prace E. Mielcarzewicza, [4], Razumowa [10], Siwonia [11], Wieczystego [14].

Falcke i Nahrgang [5] na podstawie badań modelowych rozkładu jednostkowych dopływów wody na długości zbieracza stwierdzili, że można go scharakteryzować za pomocą stosunku $s/\Delta h_p$. Rozkład ten zależy według tych autorów od wysokości ciśnienia piezometrycznego występującego wzdłuż zbieraczy oraz od strat energii na przesączanie wody przez warstwę wodonośną. Wykazali oni, że jeśli $(s/\Delta h_p)>10$ to przeważa dopływ wody przy głowicy zbieracza, natomiast gdy $(s/\Delta h_p)<1{,}0$ to większość dopływu występuje przy studni zbiorczej. Badania Falcke'go

i Nahrgang'a zostały powtórzone przez Ölosa [8]. Potwierdziły one wcześniejsze badania polowe ujęć promienistych wykonane przez autorów niemieckich.

Podstawowy wzór na spadek wysokości ciśnienia piezometrycznego przy zmiennym natężeniu przepływu na długości rury perforowanej sformułował Pietrov [7]:

$$h_p = \left(\frac{\lambda L}{3D_w} + 2\alpha_o\right)\frac{v_k^2}{2g}$$

$$\text{dla} \qquad v_k = \frac{4Q_k}{\pi D_w^2} \tag{3}$$

$$q = \text{const} \qquad Q_k = Q_p + ql$$

$$Q_p = 0 \qquad Q_k = ql$$

przy założeniu, że:

a) dopływ strug bocznych na całej długości zbieracza jest stały i ciągły,
b) wartość współczynnika oporów liniowych tarcia jest identyczna jak w rurach pełnościennych.

Założenia te budzą duże zastrzeżenia, gdyż dopływ wody odbywa się w sposób dyskretny przez otwory wykonane w ściance rury. Powoduje to zupełnie inne zmiany energetyczne w strumieniu cieczy niż w przypadku dopływu ciągłego.

Przepływ wody w perforowanych zbieraczach ujęcia promienistego charakteryzuje się nieciągłą zmianą masy i pędu głównego strumienia cieczy, wywołaną dopływami strug bocznych o różnych kierunkach i prędkościach przepływu. Teorią takiego przepływu zajęto się już w latach trzydziestych. Konovalov [7] jako pierwszy wyprowadził jednowymiarowe równanie nieustalonego ruchu strumienia cieczy o rosnącej lub malejącej wzdłuż jego drogi masie:

$$\alpha_o \frac{dv}{dt} + \frac{dv}{dx}\left(\frac{p}{\rho} + zg\right) + Ig + \frac{v\,d\alpha_o}{dt} + \alpha_o\frac{(v-v')}{Q}\frac{dQ'}{dt} + \frac{\alpha_o(v''-v')}{Q}\frac{dQ''}{dt} = 0 \tag{4}$$

gdzie:

α_o — współczynnik Bouissinesq'a korygujący niedokładność wynikającą z przyjęcia w przekroju średniej prędkości V:

$$\alpha_o = \frac{F\int u^2 dF}{v_{śr}^2 F}$$

u — miejscowe prędkości w poprzecznym przekroju strumienia, m/s
F — powierzchnia czynnego przekroju poprzecznego strumienia, m

I — jednostkowy spadek ciśnienia, spowodowany tarciem wody o ścianki zbieracza,

V',V'' — rzuty wektorów prędkości strug bocznego dopływu lub odpływu na kierunek wektora prędkości głównego strumienia cieczy, m/s

Q',Q'' — natężenia dopływu bocznego, m/s.

Wzór (4) został wyprowadzony przy kilku upraszczających założeniach:

— zmiana masy strumienia głównego (ubytek, wzrost) jest ciągła,

— masa strumienia cieczy jest niezależna od prędkości przepływu,

— siły zewnętrzne i wewnętrzne działające na elementarną objętość strumienia cieczy określone są wektorem jej wypadkowej.

Stefańczyk [12] wychodząc z równania (4) podał analogiczny wzór dla ruchu ustalonego:

$$\frac{\alpha_o v}{g} dv + \frac{dp}{\rho g} + dz + Idx + \frac{v^2 d\alpha_o}{g} + \frac{\alpha_o}{g}(v-v')v\frac{dQ}{Q} = 0 \qquad (5)$$

gdzie:

$Q = Q_1 + qx = Q_1 + Q'$

Q — natężenie przepływu w rozpatrywanym przekroju zbieracza, którego składowa Q_1 jest natężeniem w początkowym przekroju dowolnie wybranego odcinka zbieracza o długości x, a składowa Q' określa dopływ boczny na długości x, m^3/s

dQ — dQ' — przy stałym Q_1 na rozpatrywanym odcinku x,

$$I = \frac{\lambda V^2}{2gD_w}$$

λ — współczynnik liniowych oporów tarcia w rurach pełnościennych.

Szczegółowo też zajął się on określeniem wysokości strat ciśnienia w części perforowanej zbieracza, powstałej na skutek oporów tarcia. Stefańczyk założył, że wartość $\alpha_o = \text{const}$ (według Pietrova [7], Berlamonta i Van der Bekena [1] założenie takie nie powoduje wielkich błędów) i określił różnicę wysokości ciśnienia piezometrycznego Δh na długości zbieracza w postaci funkcji:

$$\Delta h = \frac{\alpha_o}{gF^2} Q_k^2 + \frac{1}{2gF^2 D_w} \int_0^L \lambda Q^2 dx = \frac{p - p_w}{\gamma} \qquad (6)$$

gdzie:

F — powierzchnia czynna ścian zbieracza, m^2

p_o — ciśnienie piezometryczne w przekroju początkowym zbieracza (najbardziej odległym od studni zbiorczej) w którym Q = 0,N/m²

p_w — ciśnienie piezometryczne w końcowym (najbliższym studni zbiorczej) przekroju perforowanego odcinka zbieracza, N/ m²

γ — ciężar właściwy wody, kN/m³.

oraz wysokość straty ciśnienia hydrodynamicznego Δh_w na długości zbieracza za pomocą zależności:

$$\Delta h_w = \frac{\alpha_o}{2gF^2} Q_k^2 + \frac{1}{2gF^2 D_w} \int_0^L \lambda Q^2 dx \qquad (7)$$

Do wyznaczenia wartości drugiego członu zależności (7) konieczna była znajomość zależności współczynnika tarcia λ od natężenia przepływu oraz zmiany natężenia przepływu wzdłuż całej długości zbieracza. Zakładając że w odniesieniu do liczby Re>2000 można z niewielkim błędem przyjąć λ = const, Stefańczyk określił iloczyn $\lambda/(2gF^2D)$ jako opór właściwy zbieracza stały dla danej średnicy i rodzaju perforacji. Zaproponował, na podstawie pomiarów ciśnień w perforowanych zbieraczach (perforacja szczelinowa typu most, D_w = 292 mm), aby wprowadzić w miejsce współczynnika linfowych oporów tarcia w rurze perforowanej λ_p trzykrotną wartość współczynnika λ odnoszącą się do rur pełnościennych.

Propozycje Stefańczyka nie mogą być bezkrytycznie przyjmowane, ponieważ:

— wartości chropowatości rur otrzymano pośrednio, na podstawie obliczeń opartych o pomiary innych zmiennych,

— chropowatość hydrauliczna ścianki rury perforowanej może wahać się w szerokich granicach, gdyż stopień perforacji może wynosić 10÷30%, a ponadto na wartość λ_p wpływają jeszcze inne czynniki jak np. kształt, wymiary i rozmieszczenie perforacji, dlatego stosowanie dla rury perforowanej mnożnika trzy do współczynnika oporów liniowych tarcia λ rury pełnościennej jest nieuzasadnione.

W pracy [12] Stefańczyk założył stały rozkład dopływów bocznych do zbieracza (zmiany natężenia dopływu na długości uwzględnił poprzez współczynnik δ) i wyprowadził formuły na wysokość strat ciśnienia piezometrycznego Δh_p i na wysokość straty całkowitej ciśnienia hydrodynamicznego Δh_w (korzystając z wcześniejszych prac Pietrova [7]).

Jako końcowy rezultat swoich prac podał formułę na wydajność indywidualnie pracującego zbieracza:

$$Q = \frac{2Nk_f s'_p L}{1 + \sqrt{1 + 3N^2 k_f L^2 \left(\frac{0{,}89\alpha_o}{gF^2} + \delta_{AL}\right) s'_p}} \tag{8}$$

gdzie:

s'_p — depresja na końcu perforacji (przy studni zbiorczej), m

N — według wzoru (2) Połubarinowej-Kočiny,

α_o — 1,04

A — współczynnik oporności właściwej części perforowanej zbieracza, s^2/m^6

$A = \lambda_p/(2gF^2D_w)$

$$\lambda_p = \beta + \frac{0{,}0018}{\sqrt[4]{v+A}} \; ; \qquad \beta = 0{,}028 \; ; \quad v = 1{,}2 \text{ m/s}$$

lub w przybliżeniu, na podstawie porównania wyników badań polowych z wynikami obliczeń według wzoru (3)

$$\lambda_p \sim 3\lambda$$

Porównując pracę Ujęcia Praskiego w Warszawie z wynikami teoretycznych obliczeń wydajności Q_u ujęcia Stefańczyk zaproponował wprowadzenie do obliczeń poprawki Δs. Przy równomiernym dopływie wody do zbieracza poprawka ta wynosi:

$$\Delta s = \left(\lambda_p \frac{l_f}{4D_w} + 1 + \lambda \frac{l_o}{D_w}\right) \frac{v_k^2}{2g} \tag{9}$$

$$s' = s + \Delta s \tag{10}$$

gdzie:

l_f — długość części perforowanej zbieracza, m

l_o — długość części pełnościennej zbieracza, m.

Następnym autorem, który opracował formułę na wydajność ujęcia promienistego Q_u był Razumow [10]. Dokonał korekty wielkości depresji s wprowadzając w jej miejsce depresję pozorną s_p:

$$s_p = s + \Delta h_s \tag{11}$$

gdzie: $\Delta h_s = h_p + h_{np}$

$$h_p = \left(1 + \frac{\lambda_p l_f}{e D_w}\right) \frac{v_o^2}{2g}$$

$$h_{np} = \left(\lambda \frac{l_o}{D_w} + 1\right) \frac{v^2}{2g}$$

v — średnia prędkość przepływu wody wzdłuż pełnościennego odcinka zbieracza (u wylotu do studni zbiorczej), m/s

v_o — obliczeniowa prędkość przepływu wody wzdłuż perforowanej części zbieracza, m/s

$v_o = v/2$

e — współczynnik zależny od rozkładu dopływu wody wzdłuż perforowanego odcinka zbieracza,

$1 \leqslant e < 3$ — koncentracja dopływu na początku zbieracza,

$e = 3$ — równomierny rozkład dopływów,

$e > 3$ — koncentracja dopływów w pobliżu studni zbiorczej.

Wzór (12) ma również charakter przybliżony, ponieważ dotyczy wyłącznie takich ujęć, w których wysokość strat hydraulicznych powstających wewnątrz zbieraczy równa jest połowie depresji pozornej s_p w studni zbiorczej. Prócz tego, ze względu na brak dokładnych wartości współczynnika strat λ_p rur perforowanych, Razumow zaproponował $\lambda_p = (3 \div 4)\lambda$. Wzór ten nadal nie uwzględnia kształtu, rozmieszczenia, wielkości otworów perforacji, rodzaju materiału rur filtrowych oraz zmiany średniej prędkości przepływu wody wzdłuż zbieraczy.

Przedstawione wzory opisujące zależność wydajności jednego zbieracza ujęcia promienistego od wielu parametrów i czynników uwzględniają równomierny napływ wody, natomiast w sposób zbyt uproszczony uwzględniają straty energetyczne powstające w zbieraczach. Jest to między innymi przyczyną znacznych różnic między wynikami otrzymanymi z tych wzorów i rezultatami pomiarów.

Wzrost oporów przepływu cieczy w rurach perforowanych w porównaniu z oporami występującymi w rurach pełnościennych można według Siwonia [11] uzasadnić w sposób następujący:

> w miejscu otworów wykonanych w ściance rury następuje przerwanie ciągłości podwarstwy laminarnej, a także nie występują tam siły przyczepności cieczy do ścianki rury. W takim przypadku turbulentne poprzeczne ruchy cząstek cieczy nie ulegają wygaszeniu, natomiast powodują powstawanie zaburzeń ruchu strumienia wody, które w odniesieniu do oporów tarcia działają jak przeszkody miejscowe powodujące dodatkowe straty hydrauliczne. Zaburzenia te rosną wraz z przepuszczalnością ścianek rury i mogą się przenosić w kierunku ruchu cieczy. Dodatkowo na skutek dopływu bocznych strug cieczy o energii mniejszej niż energia strumienia głównego zmienia się energia tego strumienia.

Siwoń przeprowadził badania rur z PCV o $D_w = 56{,}6$ mm, perforowanych otworami okrągłymi o średnicy 4,5 mm, 6,0 mm, 9,0 mm rozmieszczonymi w wierzchołkach równobocznych trójkątów przy zachowaniu

przepuszczalności ścianek 0,703%, 3,05%, 12,59% i zakresie liczby Reynoldsa $<3{,}8 \cdot 10^3 \div 166 \cdot 10^3>$.

W rezultacie przeprowadzonych badań zaproponował, w zależności od zakresu liczby Re następujące formuły do obliczenia oporów liniowych tarcia w pełnościennych rurach hydraulicznie gładkich:

— $\mathrm{Re} \in <3545;\ 105000>$

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \frac{5{,}28}{\mathrm{Re}^{0{,}89}} \tag{12}$$

— w całym zakresie ruchu burzliwego

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left[\frac{5{,}28}{\mathrm{Re}^{0{,}89}} + 0{,}269 \frac{k_z}{D_w}\right]^{0{,}5} \tag{13}$$

— w strefie oporów kwadratowych

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left(0{,}269 \frac{k_z}{D_w}\right) \tag{14}$$

Perforacja rur stanowi swoisty odpowiednik regularnej chropowatości. Charakterystyczny sposób wykonania otworów umożliwia modelowanie dowolnego zagęszczenia chropowatości przy zachowaniu jednakowego typu, kształtu czy sposobu rozmieszczenia otworów na całej długości rury. Można wtedy dość dokładnie określić granice zagęszczenia otworów perforacji poszczególnych stref ruchu burzliwego. Jest to bardzo ważne, ponieważ straty hydrauliczne w różnych przedziałach ruchu opisane są przy pomocy różnych funkcji $\lambda_p = f(\mathrm{Re}, \varphi)$.

Współczynnik oporu liniowego λ_p w hydraulicznie gładkiej rurze perforowanej otworami okrągłymi, dla zakresu $\mathrm{Re} \in <3545;\ 166000>$, może być według Siwonia rozdzielony na dwa rodzaje: λ_t i λ_{ot} i wówczas:

$$\lambda_p = \lambda_t + \lambda_{ot} \tag{15}$$

$$\lambda_{ot} = 0{,}0106\, \varphi^{0{,}413} \tag{16}$$

$$\lambda_t = 0{,}11 \left(0{,}282\, \varphi^{2{,}4} + \frac{64}{\mathrm{Re}}\right)^{0{,}25} \tag{17}$$

gdzie:

λ_{ot} — zastępczy współczynnik liniowych wywołany obecnością otworów wykonanych w ściance rury,

λ_t — współczynnik oporów liniowych wywołany podstawową chropowatością ścianki perforowanej rury.

Badania Siwonia zostały uzupełnione przez Kotowskiego [3] w zakresie obszaru występowania ruchu laminarnego, w rezultacie podał on dla liczb Re<2266

$$\lambda_{ot} = a \cdot \varphi^b \tag{18}$$

$$\lambda_t = \frac{64{,}045}{Re^{0{,}996}} \tag{19}$$

gdzie:

a, b — stałe zależą od sposobu rozmieszczenia otworów okrągłych i są stałe w całym zakresie ruchu cieczy.

Przy ruchu burzliwym Kotowski otrzymał zależności analogiczne do podanych przez Siwonia, jednak z innymi wartościami współczynników, gdyż dla każdego rodzaju materiału rur i typu perforacji będą one inne.

Siwoń przeanalizował również równanie różniczkowe jednowymiarowego ustalonego ruchu cieczy w prostoosiowej rurze poziomej podane przez Pietrova [7]:

$$\frac{\alpha_o v}{g} dv + \frac{dp}{\rho g} + \frac{\lambda v^2}{2D_w g} dx + \frac{\alpha_o (v - v')}{g} dv = 0 \tag{20}$$

i dokonał jego korekty do postaci:

$$\frac{\alpha_o v}{g} dv + \frac{dp}{\rho g} + \frac{\lambda_p v^2}{2D_w g} dx + \eta_p \frac{\alpha_o (v - v')}{g} dv = 0 \tag{21}$$

Potwierdził badaniami, że wartości współczynnika λ_p rur perforowanych znacznie różnią się od wartości λ rur pełnościennych. Przy stałej liczbie Reynoldsa różnica wartości współczynnika oporu rury perforowanej otworami okrągłymi i identycznej rury pełnościennej rośnie wraz z przepuszczalnością φ ścianki perforowanej rury, natomiast przy stałej wartości φ różnica $(\lambda_p - \lambda)$ rośnie wraz ze zwiększaniem się wartości liczby Re.

Oprócz tego Siwoń zaproponował wprowadzenie do równania (21) współczynnika korekcyjnego η_p zależnego od rozkładu natężenia dopływu wody na długości perforowanej rury, zmian średniej prędkości przepływu głównego strumienia cieczy oraz od rodzaju perforacji. Zastosowanie współczynnika η_p jest konieczne, ponieważ Pietrov przeprowadził swoje rozważania przy założeniu dopływu przez ciągłą szczelinę, natomiast w naszym przypadku mamy do czynienia z dyskretnym dopływem

wody przez oddzielne otworki. Część energii zużywana jest wówczas na podanie miejscowych oporów spowodowanych punktowym dopływem wody przez otwory oraz zmianą kierunku wektorów prędkości strug bocznych. Zmianę ciągłej szczeliny na oddzielne otworki uwzględnia η_p. Współczynnik ten zależny jest od wielu czynników, które można przedstawić w postaci funkcji ogólnej:

$$\eta_p = F\left(Re, \frac{v_s}{v}, \frac{D_w}{d_o}, \frac{D_w}{l_o}, \frac{D_w}{\sigma}\right) \tag{22}$$

lub za Siwoniem:

$$\eta_p = \frac{1,176}{\left[b_1\left(\frac{v}{v_s}\right)^2 + 1,235\right]^2} \tag{23}$$

w której:

σ — grubość ścianki rury, mm

$b_1 = \frac{10,0}{(10^3\varphi)^{2,4}} + 4 \cdot 10^{-7}$

v — średnia prędkość przepływu w strumieniu głównym, m/s

v_s — średnia prędkość przepływu wody przez otwór wykonany w ściance rury, m/s.

Jeśli współczynnik $\varphi > 0,03$ można stosować uproszczoną formę wzoru (23) w postaci:

$$(1+\eta_p)\alpha_o = 1,86 \tag{24}$$

Wyniki otrzymane przez Siwonia potwierdziły wcześniejsze rozważania teoretyczne według których:

$$\eta_p \in \langle 0,1 \rangle$$

podczas gdy wartości rzeczywiste współczynnika η_p mieszczą się w przedziale:

$$\eta_p \in \langle 0;77 \rangle$$

Różnice są dość duże, ponieważ w warunkach rzeczywistych:

— istnieje ograniczenie wynikające ze średnicy i grubości ścianek rury,

— różny jest kąt dopływu strug bocznych do strumienia głównego,

— występuje oddziaływanie strug bocznych na strumień główny.

Siwoń założył, że dopływ boczny jest prostopadły do strumienia głównego, tzn. v' = 0, a następnie podstawił $dv = \frac{dQ}{Q}v$, $v \frac{Q}{F}$ i otrzymał przekształconą postać wzoru (21):

$$(1+\eta_p)\ \frac{\alpha_o}{2gF}\ d\left(\frac{Q^2}{F}\right)+\frac{dp}{\varrho g}+\frac{\lambda_p Q^2}{2gD_wF^2}\cdot dx=O \qquad (25$$

Wykorzystując zależność (25) podał wzór do wyznaczenia różnicy ciśnień piezometrycznych na długości perforowanej części zbieracza:

$$\frac{p_1-p_2}{\rho g}=(1+\eta_p)\frac{\alpha_o}{2gF^2}\left(Q_2^2-Q_1^2\right)+\Delta h_t \qquad (26)$$

w którym:

Q_1, Q_2 — natężenia przepływu odpowiednio na początku i na końcu odcinka rury między przekrojami 1,2

p_1, p_2 — wysokości ciśnienia piezometrycznego w przekrojach 1 i 2, N/m^2,

Δh_t — strata wysokości ciśnienia wywołana tarciem, m

$$\Delta h_t=\frac{(\lambda_{ot}+\lambda_t B)\ L\ \varphi}{2\ D_w}\left[v_1^2+\frac{2v_1(v_2-v_1)}{n+1}+\frac{(v_2+v_1)^2}{2n+1}\right] \qquad (27)$$

gdzie:

λ_p — jeśli przepływ burzliwy odbywa się w strefie rur hydraulicznie gładkich lub w warunkach zmiennej chropowatości hydraulicznej rur (strefa przejściowa),

λ_p — jeśli przepływ odbywa się w warunkach stałej chropowatości hydraulicznej rur (strefa oporów kwadratowych),

B — bezwymiarowy współczynnik określający wpływ zmienności współczynnika tarcia λ_p, wywołanej zmianą średniej prędkości przepływu wzdłuż drogi głównego strumienia wody, na wielkość liniowych oporów tarcia.

Współczynnik B można przedstawić w postaci funkcji zależnej od:

— iloczynu $Re_2 \cdot 0{,}282 \cdot \varphi^{2{,}40}$ — charakteryzującego obszar ruchu burzliwego w końcowym przekroju odcinka perforowanej rury,

— n — wykładnika potęgowego,

— ilorazu v_1/v_2.

Ze sporządzonych przez Siwonia wykresów wynika, że przy n $\epsilon<0{,}6;$ $1{,}5>$, współczynnik B można przedstawić w postaci funkcji:

$$B=\frac{A}{\left(\frac{v_1}{v_2}\right)^3-1} \qquad (28)$$

gdzie:

$$A = 1 + \frac{c}{8v_2} - \frac{7\,c^2}{32\,v_2^2} + \frac{21}{64} \cdot \frac{c^3}{v_2^3 z_2} \left(\text{arc tg } z_2 + \frac{1}{2} \ln \frac{z_2+1}{z_2-1}\right) -$$

$$- \left(\frac{v_1}{v_2}\right)^3 \frac{z_1}{z_2} \left[1 + \frac{c}{8v_1} - \frac{7\,c^2}{32v_1} + \frac{21}{64} \frac{c^3}{v_1^3 z_1} \left(\text{arc tg } z_1 + \frac{1}{2} \ln \frac{z_1+1}{z_1-1}\right)\right.$$

$$c = \frac{68\,\nu}{\Delta k_z} = \frac{241\,\nu}{\varphi^{2,4} D_w}$$

$$z_1 = \left(1 + \frac{c}{v_1}\right)^{0,25}$$

$$z_2 = \left(1 + \frac{c}{v_2}\right)^{0,25}$$

Z (26) otrzymano wzór na spadek ciśnienia piezometrycznego na długości perforowanego zbieracza:

(29)

$$\frac{p_1 - p_2}{\rho g} = (1 + \eta_p) \frac{\alpha_o}{2g} (v_2^2 - v_1^2) + \frac{(\lambda_{ot} + \lambda_t B)\, l_f \varphi}{2\, D_w} \left[v_1^2 + \frac{2v_1(v_2 - v_1)}{n+1} + \frac{v_1 - v_2}{2n+1} \right]$$

Siwoń opublikował również końcową formułę wzoru na wyskość sumy wysokości strat hydraulicznych Δh_s spowodowanych przepływem wody wewnątrz perforowanych i pełnościennych odcinków zbieracza (łącznie z oporami hydraulicznymi podczas wpływu wody do studni zbiorczej):

$$\Delta h_s = \frac{17,18 r_o + (\lambda_{ot} + \lambda_t B)\, l_f + 3\lambda l_o}{1160,7\, r_o^5 n^2} Q_u^2 \qquad (30)$$

Przedstawione wyniki badań nie wyjaśniają całości zjawisk przepływu cieczy w rurach perforowanych, gdyż obejmują tylko perforację otworami okrągłymi i jeden sposób rozmieszczenia otworów, a także dotyczą tylko przepływów w rurach hydraulicznie gładkich z PCV i mosiężnych. To zachęciło autora do rozszerzenia zakresu badań na rury stalowe perforowane szczelinowo, gdyż należy się spodziewać, że w tych warunkach na wartość współczynnika λ_p będzie mieć wpływ nie tylko przepuszczalność ścianek rur φ, ale również kształt, powierzchnia i sposób rozmieszczenia szczelin.

LITERATURA

[1] Berlamont J., Van der Beken A. — *Solutions for Lateral Outful in Perforated Conduits*, J. Hydraul. Div. 1973 r. nr 9.

[2] Glinicki Z. Roman M. — *O wpływie ruchu wody w poziomym drenie umieszczonym pod dnem rzeki na wydajność tego drenu*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 1959 r. nr 6 i 7.

[3] Kotowski A. — *Badania modelowe wybranych parametrów konstrukcyjnych infiltracyjnych ujęć wody na ich wydajność*. Praca doktorska, Politechnika Wrocławska, 1980 r.

[4] Mielcarzewicz E. W. — *Obliczanie systemów zaopatrzenia w wodę*, Warszawa Arkady, 1977 r.

[5] Nahragang G., Falcke P. K. — *Modelversuche uber die Strommumsvorgange an Horizontalbrunnen*. Das Gas und Wasserfach, 1954 r. nr 8.

[6] Ostrowski S. — *Obliczenie ilości wypływu wody z filtrów poziomych wykonanych pod dnem rzeki*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 1957 r. nr 8.

[7] Petrov G. A. — *Gidrawlika peremennoj massy*. Izd. NGU Charkov, 1964 r.

[8] Ölos G. A. — *Csaporskutak hidraulikai kerdesei*. Kuloulenyomat a Viziigui Kozelemenyek, Budapest 1967 r.

[9] Połubarinova-Kočina P. I. — *Zadanija o sistemie gorizontalnych skvazin*. Archiwum Mechaniki Stosowanej, tom VII, nr 3, 1955 r.

[10] Razumov G. A. — *Łuczevyje vodozabory dla vodosnabżenija gorodov i promyszlennosti*. Moskwa, 1962 r.

[11] Siwoń Z. — *Burzliwe przepływy cieczy w rurach perforowanych w warunkach nieciągłej wymiany masy strumienia*. Prace Naukowe Instytutu Inż. Ochrony Środowiska Polit. Wrocł. nr 33, Seria: Monografie nr 10, Wrocław 1976 r.

[12] Stefańczyk Z. — *Ciśnienia w czynnych drenach ujęcia wody wykonanego pod dnem rzeki*. Gospodarka Wodna nr 6, 1964 r.

[13] Stefańczyk Z. — *Wzory do obliczania wydatku indywidualnie pracującego drenu ułożonego pod dnem rzeki*. GWiTS nr 11, 1964 r.

[14] Wieczysty A., Filipowski J. — *Zasady obliczeń hydrogeologicznych ujęć wód podziemnych*. Zeszyt 2 *Wytyczne obliczeń wydatku pojedyńczych ujęć wód podziemnych*. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa 1970 r.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Andrzej Wayda
Danuta Werszko

METODA NUMERYCZNA OBLICZANIA CHARAKTERYSTYK STRUMIENIC SSĄCYCH PAROWYCH

Streszczenie

Dla prawidłowego zaprojektowania strumienicy konieczna jest znajomość jej charakterystyki. W celu skrócenia obliczeń i zwiększenia ich dokładności ułożono program na maszynę cyfrową obliczający charakterystyki strumienicy ssącej parowodnej. W programie tym wykorzystano metody numeryczne znajdowania wartości funkcji uwikłanych. Zbudowano podprogram interpolujący parametry pary wodnej w zakresie bardzo małych ciśnień pary. Uznano za konieczne zweryfikowanie przedstawionej metody obliczeń charakterystyk względem charakterystyk pomierzonych doświadczalnie.

W ostatnich latach problem oszczędności energii i jej maksymalnego wykorzystania zaliczono do problemów podstawowych, które należałoby rozwiązać w technice. Jedną z metod odzysku energii jest rekuperacja wytwarzanego ciepła. Według A. Paliwody [3] wykorzystanie w 50% krajowego ciepła odpadowego dla potrzeb klimatyzacji przemysłowej i komfortowej przy 15% sprawności urządzeń chłodniczych strumienicowych parowodnych, pozwoliłoby wykorzystać zimno w ilości 35 tys. kW.

Korzystną właściwością chłodziarek strumienicowych parowodnych jest to, że mogą one być zasilane parą wodną, w tym także parą odpadową o niskich parametrach. Ta właściwość sprawia, że urządzenia strumienicowe umożliwiają racjonalizację ogólnej gospodarki energetycznej przemysłu poprzez układy skojarzone. Zasadę działania i zalety tego typu urządzeń omawia szerzej A. Paliwoda w [3].

Prosta konstrukcja i niezawodność tych urządzeń wskazywałaby na powszechność zastosowania wszędzie tam, gdzie istnieje para odpadowa i są konieczne urządzenia chłodnicze. Pomimo swych zalet w Polsce urządzenia chłodnicze strumienicowe nie znalazły zastosowania. Często motywuje się niechęć do stosowania tych urządzeń ich małą sprawnością.

Właściwe wykorzystanie tego typu urządzeń jest uzależnione od ich prawidłowego zaprojektowania. Ze względu na różną wydajność i parametry pary odpadowej należałoby projektować elementy urządzeń indywidualnie dla każdego źródła pary.

Mgr inż. Andrzej Wayda — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze
Dr inż. Danuta Werszko — Politechnika Wrocławska

Główne elementy składowe urządzeń chłodniczych strumienicowych to: parownik, skraplacz i strumienica. Metody obliczeń potrzebnych do projektowania parownika i skraplacza opisał A. Paliwoda w [3].

Aby dobrać odpowiednie wymiary stumienicy i uzyskać w ten sposób maksymalną sprawność urządzenia należy znać charakterystykę tej strumienicy przy danych parametrach geometrycznych i termodynamicznych.

Celem podjętej pracy było opracowanie numerycznej metody obliczania charakterystyk strumienic ssących parowych. Podstawa do opracowania progamu była metoda obliczeń proponowana przez J. J. Sokołowa i N. M. Zingera w [4]. Autorzy tej pacy opierając się na równaniu charakterystyki sprężarki strumieniowej wprowadzili w równaniu zachowania ilości ruchu dodatkowy człon uwzględniający reakcję ścianki w stożkowej części komory mieszania. Po odpowiednich przekształceniach otrzymali równanie charakterystyki parowej strumienicy ssącej, której komora mieszania składa się z części stożkowej i cylindrycznej. Równanie to jest uniwersalne i po wprowadzeniu ewentualnych dodatkowych warunków może być wykorzystane dla otrzymania charakterystyki dowolnej strumienicy przeznaczonej dla czynników o jednakowych fazach.

Dla strumienicy ssącej ($p_r/p_z > 50$, $p_s/p_z \geqq 4$) J. J. Sokołow i N. M. Zinger otrzymali równanie charakterystyki w postaci (1):

$$\frac{\Pi_{s3}}{\Pi_z} = \frac{1}{\Pi_{s3}} \left\{ \Pi_{rz} \cdot \frac{p_r}{p_z} \cdot \frac{f_{r2}}{f_3} \cdot \frac{1}{1+\frac{\alpha}{3}\Phi_2} + \Pi_{z2} \cdot \frac{f_{z2}}{f_3} \cdot \frac{1-\frac{1}{3}\frac{f_3}{f_{z2}}\Phi_1}{1+\frac{\alpha}{3}\Phi_2} + \right.$$

$$\left. + \frac{\alpha_r \cdot \Pi_{rm}}{\varphi_3} \cdot \frac{f_{rm}}{f_3} \cdot \frac{p_r}{p_z} \cdot \frac{1}{1+\frac{\alpha}{3}\Phi_2} \cdot \left[K_1 + \lambda_{rz} + K_2 \cdot \frac{a_{zm}}{a_{rm}} u \ \lambda_{z2} - (1+u) \frac{a_{sm}}{a_{rm}} \cdot \lambda_{s3} \right] \right\} \tag{1}$$

gdzie:

$\Pi s3$, $\Pi r2$, $\Pi z2$, Πrm — stosunki ciśnień odpowiednio p_3/p_s, p_2/p_r, p_2/p_z, p_m/p_r przy czym indeksy oznaczają:

$_2$ — przekrój wlotowy komory mieszania,

$_3$ — przekrój wylotowy komory mieszania,

$_m$ — przekrój minimalny (krytyczny),

$_r$ — strumień roboczy przed dyszą,

$_z$ — strumień zasysany przed komorą zasysania,

$_s$ — strumień mieszaniny sprężonej za dyfuzorem,

p_r, p_z, p_s — ciśnienie odpowiednio — strumienia roboczego, zasysanego i sprężonego, N/m^2,

f_{r2}, f_{z2}, f_{rm}, f_3 — przekroje odpowiednio — strumienia roboczego w prze-

kroju wlotowym komory mieszania, strumienia roboczego w przekroju krytycznym dyszy, wlotowy komory mieszania, m^2,

α — stosunek ciśnień na wlocie i na wylocie cylindrycznej komory mieszania na podstawie danych doświadczalnych przyjmuje się wg [4] $\alpha = 0{,}5—0{,}75$,

$\varkappa_r$, $\varkappa_z$, $\varkappa_s$ — wykładniki adiabaty odpowiednio — strumienia roboczego, zasysanego i sprężonego, przyjęto: $\varkappa_r = \varkappa_z = \varkappa_s = 1{,}13$,

φ_1, φ_2, φ_3, φ_4 — stosunki prędkości w dyszy roboczej, komorze mieszania, dyfuzorze, części wlotowej komory mieszania,

K_1, K_2 — stosunki prędkości strumienia roboczego oraz strumienia zasysanego, przy czym: $K_1 = \varphi_1 \cdot \varphi_2 \cdot \varphi_3$,

$K_2 = \varphi_2 \cdot \varphi_3 \cdot \varphi_4$

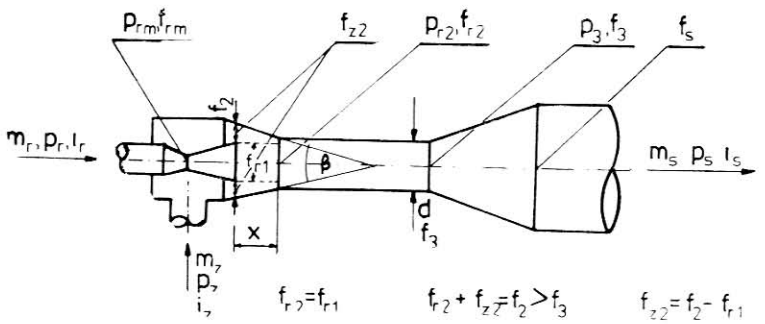
u — stosunek ejekcji;

a_{rm}, a_{zm}, a_{sm} — prędkości krytyczne strumienia roboczego, zasysanego i sprężonego, m/s,

λ_{r2}, λ_{z2}, λ_{s3} — stosunki prędkości przy przepływie izentropowym — strumienia zasysanego i roboczego, strumienia zasysanego w przekroju wlotowym komory mieszania, strumienia sprężonego w dyfuzorze,

$$\Phi_1 = 2 \cdot \frac{f_2}{f_3} - \sqrt{\frac{f_2}{f_3}} - 1, \qquad \Phi_2 = \frac{f_2}{f_3} - \sqrt{\frac{f_2}{f_3}} - 2$$

Poniżej zamieszczono schemat strumienicy i dyszy z odpowiednimi oznaczeniami.



Rys. 1 Schemat strumienicy wraz z oznaczeniami użytymi w tekście

Ponieważ wzór (1) nie uwzględnia zależności charakterystyki strumienicy od odległości x (rys. 1) wylotu z dyszy do wlotu części cylindrycznej komory mieszania i od kąta β zbieżności części stożkowej stru-

mienicy, znaleziono prostą zależność geometryczną wiążącą pole przekroju f_2 w funkcji x i β:

$$f_2 = \Pi \cdot \left[\left(\frac{d}{2\,\mathrm{tg}\,(\beta/2)} + x\right) \cdot \mathrm{tg}\,(\beta/2)\right]^2 \qquad (2)$$

Π — stała; d, β — ozn. jak w tekście.

W celu określenia charakterystyk należy więc znać (założyć) wielkości geometryczne strumienicy, tzn.:

d_{rm} — średnica przekroju krytycznego dyszy,

d — średnica komry mieszania,

D_d — średnica części wylotowej dyszy,

β — kąt zbieżności części stożkowej strumienicy przed komorą mieszania,

x — odległość dyszy od wlotu do części cylindrycznej komory mieszania, oraz parametry zewnętrzne dwóch strumieni: roboczego i sprężonego lub roboczego i zasysanego (p_r, p_s lub p_r, p_z).

Przy obliczaniu charakterystyk strumienicy o danych: d_{rm}, D_d, d, β i x zakłada się jako znane parametry strumienia roboczego i zasysanego, a szuka się parametrów strumienia sprężonego

Tok postępowania przy takim obliczaniu jest następujący: zakłada się wstępnie $p=p_z$ — ciśnienie pary sprężonej równe ciśnieniu pary zasysanej, stosunek ejekcji $u=0$, odległość dyszy od wlotu do części cylindrycznej komory mieszania np. $x=0$. Przy danych wielkościach geometrycznych d_{rm}, D_d, d, β zakłada się wielkości — $\varkappa_r$, $\varkappa_z$, $\varkappa_s$, α, K_1, K_2 i φ_3. Obliczając wartości funkcji dynamicznych λ_{rz}, λ_{z2}, λ_{s3}, Π_{rz}, Π_{z2}, Π_{s3}, q_{rz} q_{z2}, q_{s3} według zależności podanych w [4], znajduje się wartości ciśnienia mieszaniny sprężonej — p_{so} i porównuje się wartości ciśnienia mieszaniny sprężonej z założonym p. Przy dużej różnicy wielkości $p_s=p$ i p_{so} obliczenia przeprowadza się ponownie, zakładając tym razem $p_s=p_{so}$ (p_{so} — otrzymane z ostatniego obliczenia itd.), aż do otrzymania $p_s=p_{so}$.

Następny punkt charakterystyki znajduje się zakładając na początku $u=0{,}1$, przy niezmiennych wartościach pozostałych parametrów.

Podobnie oblicza się pozostałe charakterystyki, zmieniając x, p_r, p_z itd.

Obliczenia przeprowadza się do stosunku ejekcji u równego najmniejszej z wartości granicznych wartości stosunków ejekcji u_{qr1}, u_{qr2}, u_{qr3}, gdzie:

u_{qr1} — gdy prędkość strumienia zasysanego osiągnęła wartość krytyczną w przekroju wlotowym cylindrycznej komory mieszania;

u_{qr2} — gdy prędkość strumienia zasysanego osiągnęła wartość krytyczną w komorze mieszania, w pewnej odległości od jej wlotu;

u_{qr3} — gdy prędkość strumienia mieszaniny osiągnęła wartość krytyczną w komorze mieszania.

Ze względu na dużą czasochłonność obliczeń charakterystyk $p_s = f(u, x, \beta)$ nie jest możliwe przebadanie wszystkich charakterystyk dla wielu kombinacji parametrów (p_r, p_z, x, β, d_{rm}, D_d, d) i dokonanie wyboru wielkości tych parametrów tak, aby charakterystyka $p_s = f(u, x, \beta)$ miała najbardziej korzystny przebieg.

Z tego też względu ułożono program na obliczanie tych charakterystyk za pomocą elektronicznej techniki obliczeniowej. Przy opracowaniu takiego programu dla strumienic próżniowych parowych wyniknął problem obliczania objętości właściwej pary wodnej z dostateczną dokładnością (0,5 kg/m³).

W obszarze ciśnień pary od 1000 do 12 000 Pa interpolacja danych zawartych w tablicach parowych, jak również zastosowane równania stanu pary wodnej nie dały zadowalających wyników.

W obliczeniach wykorzystuje się wielkości objętości właściwej „v" pary dla danego ciśnienia „p" i entalpii „i". Ponieważ tablice parowe zawierają wartości objętości właściwej i entalpii tylko dla niektórych wartości ciśnień zmieniających się co pewną wielkość (np.: p = 1 000 N/m² i następna wartość ciśnienia p = 2 000 N/m²), a do obliczeń konieczne są wartości objętości właściwej i entalpii dla pośrednich wielkości ciśnień (np.: 1 500 N/m²), ułożono podprogram obliczający wartość objętości właściwej pary przegrzanej dla danych wartości ciśnienia z przedziału od 1 000 do 12 000 Pa i danej entalpii pary. Wykorzystano tę właściwość pary, że w podanych przedziałach ciśnień dla danej temperatury entalpia pary jest prawie stała.

Za pomocą wielomianów piątego stopnia postaci (3)

$$v = a_1 i^5 + a_2 i^4 + a_3 i^3 + a_4 i^2 + a_5 i + a_6, \tag{3}$$

gdzie v — objętość właściwa pary, m³/kg

i — entalpia właściwe pary, kJ/kg

oblicza się wartość objętości właściwej pary dla danej entalpii i dla danego przedziału ciśnień.

Współczynniki $a_1, \ldots a_6$ obliczono osobnym programem, wykorzystując metodę interpolacji wielomianami Lagrange'a, zadając sześć wartości ciśnień i odpowiadające tym ciśnieniom sześć wartości objętości właściwej (dla danej stałej entalpii).

Aby otrzymać żądaną dokładność obliczenia „v" wymagane było uzyskanie wartości współczynników $a_1, \ldots, a_6$ z dokładnością 20 cyfr zna-

czących. Zwiększenie dokładności obliczeń można również uzyskać zwiększając stopień wielomianu (3). W tym przypadku jedynym ograniczeniem jest możliwość wystąpienia rejestru nadmiaru w maszynie cyfrowej.

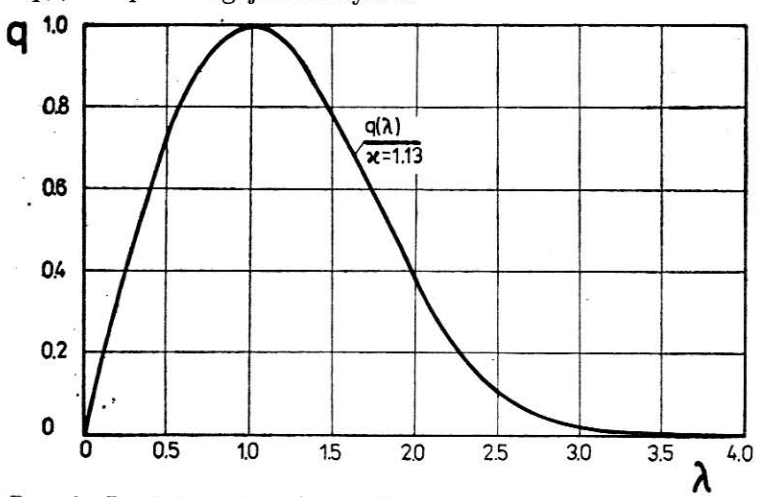
Znaleziono współczynniki równań (3) dla sześciu wartości entalpii w przedziale ciśnień od 1 000 do 6 000 Pa i współczynniki dla sześciu wartości entalpii w przedziale od 6 000 do 12 000 Pa. Omawiany program zawiera również równania tej samej postaci jak omawiane wyżej dla pary wodnej na linii granicznej przy stopniu suchości pary równym jedności.

Obliczenie odpowiedniej wartości objętości właściwej pary przy zadanych parametrach i_s i p_s polega w podprogramie na znalezieniu odpowiednich przedziałów wartości ciśnienia i entalpii, w których i_s i p_s byłyby zawarte. Następnie podprogram oblicza wartość objętości właściwej dla końców przedziału entalpii, w którym znajduje się i_s. Za pomocą interpolacji liniowej znajduje się wartość objętości właściwej v_s odpowiadającą parze wodnej o zadanym ciśnieniu p_s i entalpii i_s.

Również obliczanie z równania (4) wartości λ_{rz} i λ_{s3} dla danych q_{rz} i q_{rs} przedstawia trudność, ponieważ wartości λ w tym równaniu są uwikłane i należy znaleźć taką wartość λ_{rs} czy λ_{rz}, aby prawa strona równania była równa danej lewej stronie równania (q_{rs} czy q_{rz}):

$$q = \left(\frac{\varkappa + 1}{2}\right)^{\frac{1}{\varkappa - 1}} \cdot \lambda \cdot \left(1 - \frac{\varkappa - 1}{\varkappa + 1} \cdot \lambda^2\right)^{\frac{1}{\varkappa - 1}} \tag{4}$$

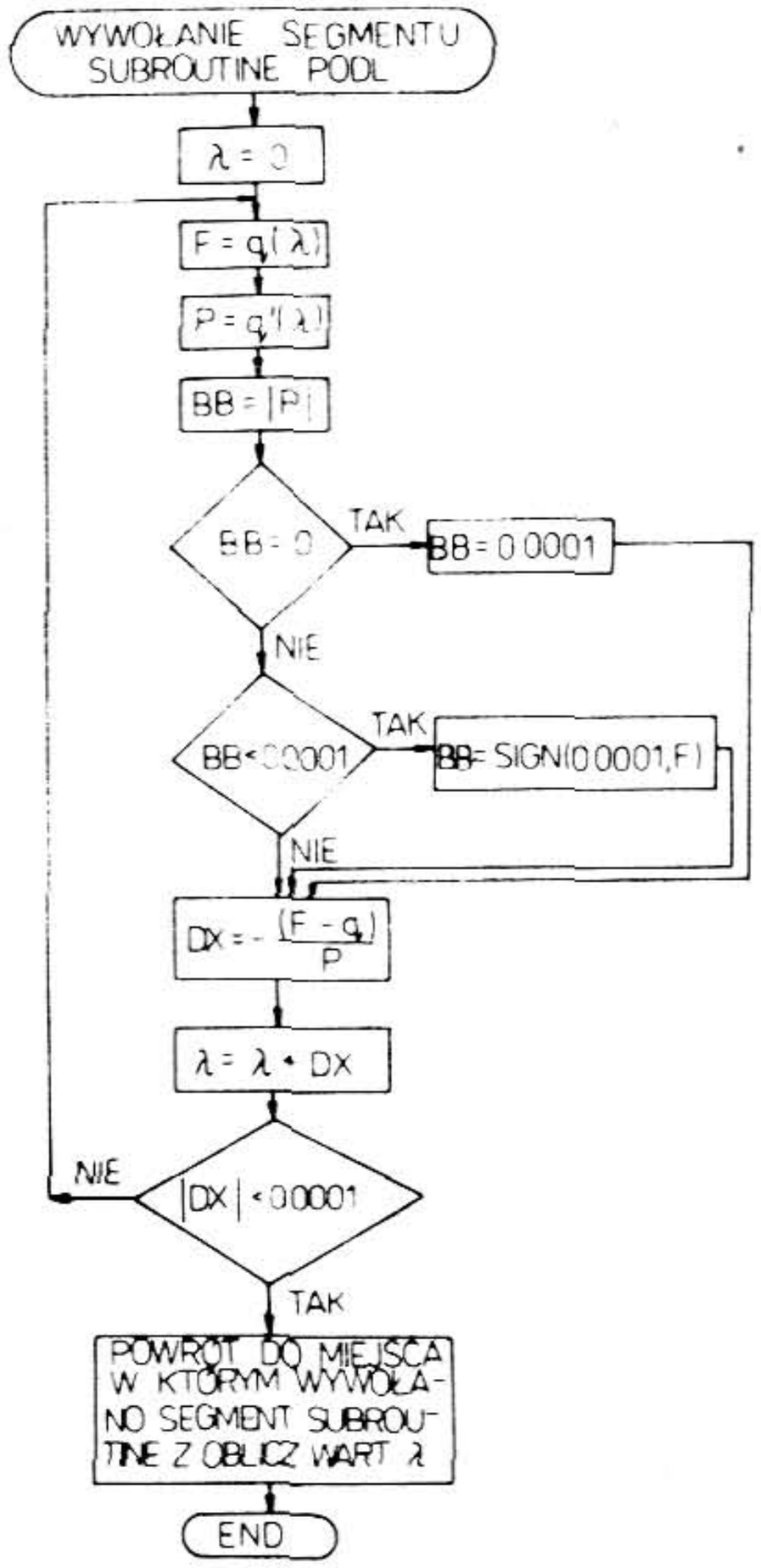
Funkcja $q(\lambda)$ ma przebieg jak na rys. 2.



Rys. 2. Przebieg zależności q (λ) określającej stosunek gęstości strumienia w danym przekroju przepływającego izentropowo do gęstości tego strumienia w przekroju krytycznym

Dla wartości λ należących do przedziału obustronnie domkniętego $\lambda \in \langle 0,1 \rangle$ funkcja (4) jest rosnąca. W tym przedziale można obliczyć wartości λ metodą stycznych Newtona.

W tym celu zbudowano podprogram o nazwie PODL, który oblicza wartości λ z funkcji mającej postać (4).



Rys. 3 Schemat podprogramu obliczeniowego wartość funkcji $F = q(\lambda)$ metodą Newtona, gdzie $q(\lambda)$ ma postać jak w równaniu (4), P — oznacza pochodną funkcji F, a BB wartość bezwzględną pochodnej P.

Schemat obliczeń w tym segmencie przedstawiono na rys. 3.

Ponieważ λ_{rz} i λ_{s3} oblicza się ze wzoru (4) wprowadzono ogólne oznaczenia λ i $\varkappa$ zamiast λ_{rz}, λ_{s3} czy też $\varkappa_r$ i $\varkappa_s$.

Z kolei dla $\lambda > 1$ (na rys. 2 część malejąca krzywej) wartość λ dla danego q oblicza się tzw. metodą połowienia kroku [5].

Metoda ta polega na:

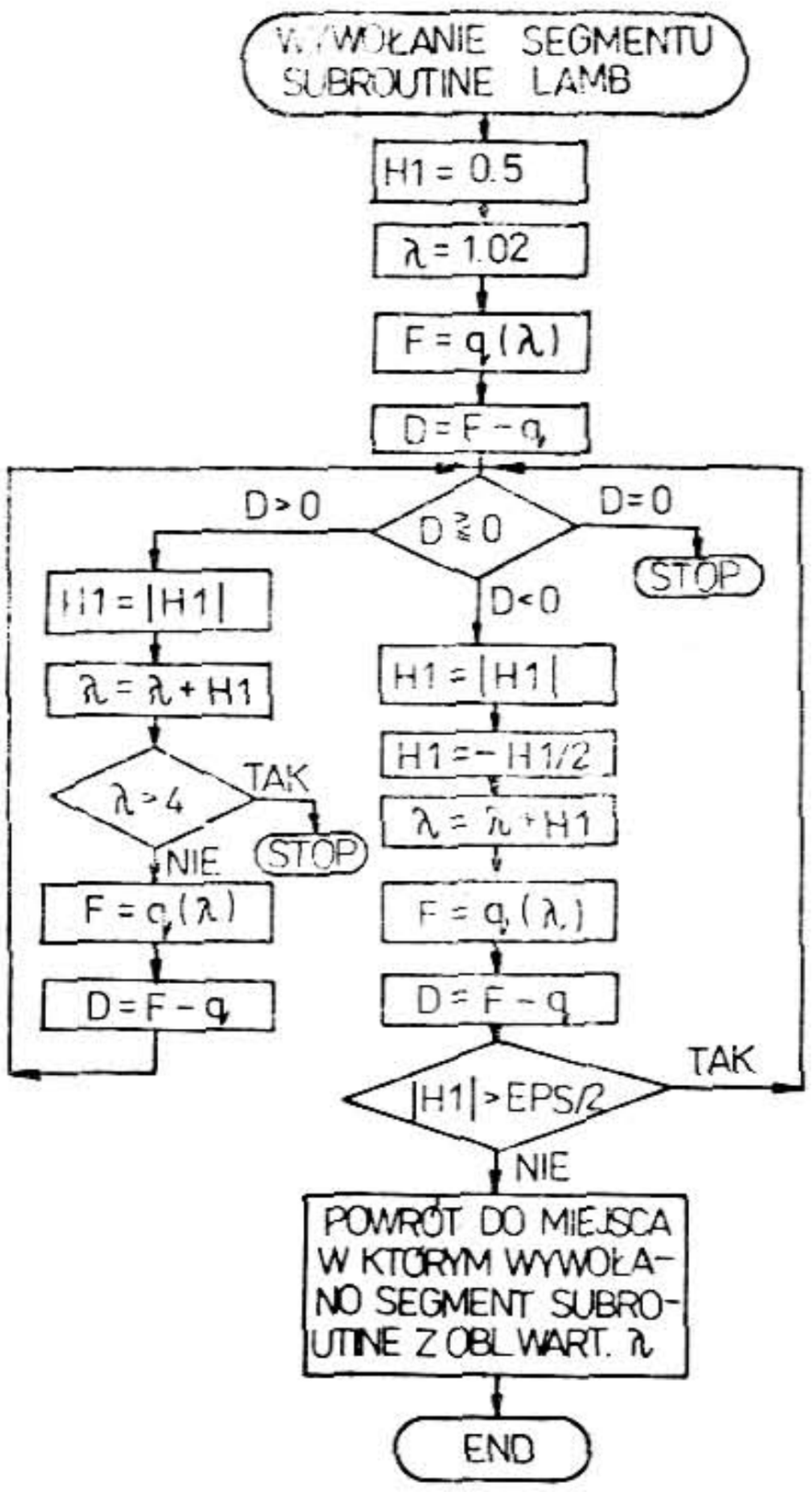
a) określeniu przedziału. w którym może się znajdować wartość szukanego λ dla zadanego q (w rozpatrywanym przypadku jest to przedział $(1,4>$.

b) przyjęciu wartości początkowej λ (np. $\lambda = 1{,}02$),
c) określeniu wartości początkowej H1 kroku poszukiwań (np. H1 = 0,5),
d) ustaleniu żądanej dokładności obliczeń — EPS.

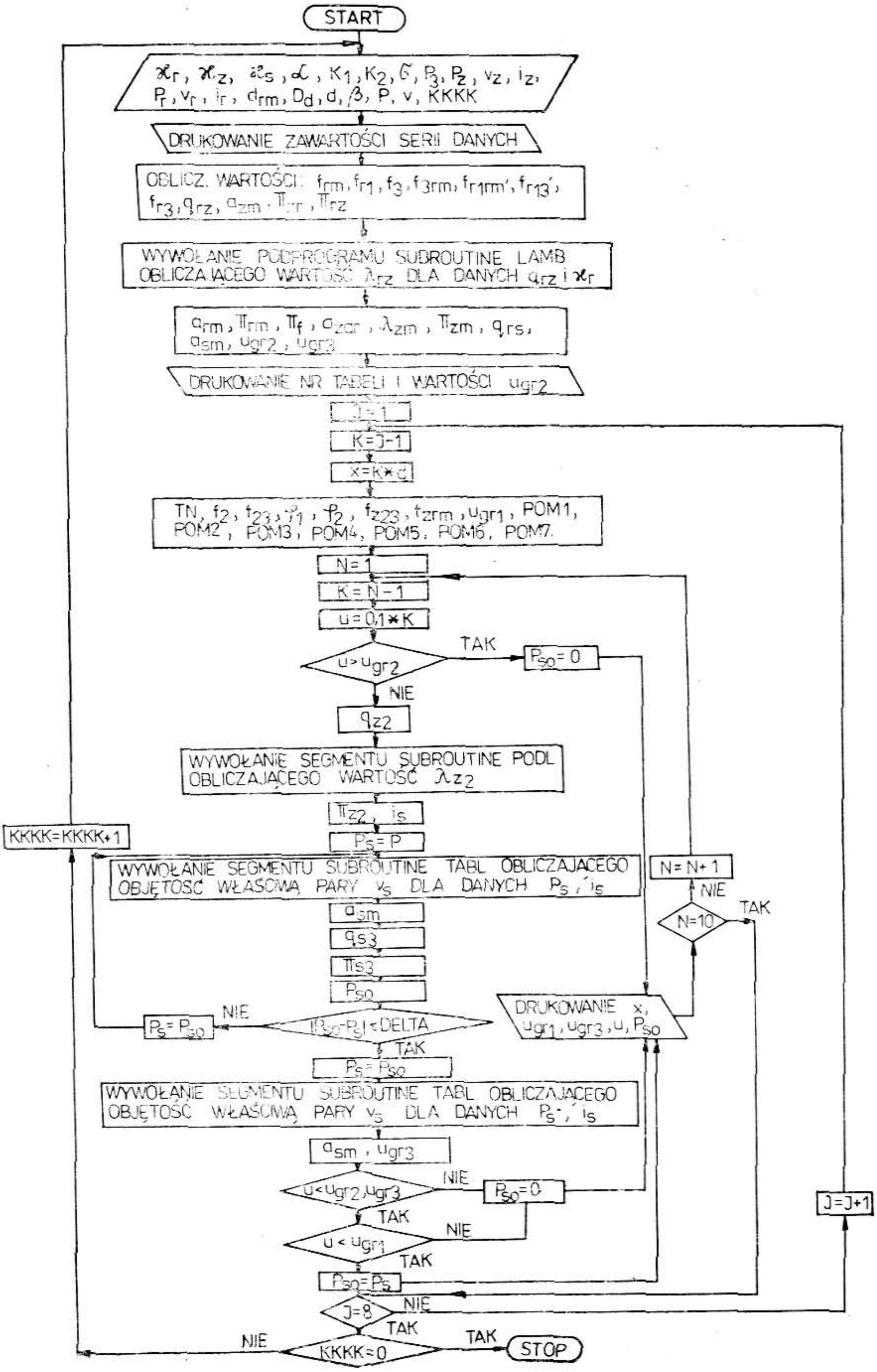
Znalezienie wartości λ polega na obliczeniu wartości funkcji $F = q(\lambda)$ dla założonego λ i porównaniu tej wartości z danym q. Jeżeli różnica $D = F - q$ będzie dodatnia, to do przyjętej początkowo wartości λ dodajemy wartość H1.

Jeżeli $D<0$, to do obliczeń przyjmuje się nową wartość λ pomniejszoną o H1/2, po czym ponownie sprawdza się różnicę D.

W przypadku gdy $D = 0$ obliczenia w komputerze są niewykonalne (taki przypadek jest mało prawdopodobny). Obliczenia prowadzi się do momentu, gdy $|H1|<EPS/2$. Schemat opisanych wyżej obliczeń przeprowadzonych w podprogramie o nazwie LAMB przedstawiono na rys. 4.



Rys. 4 Schemat podprogramu obliczającego wartość λ metodą połowienia kroku, gdzie H1 — przyjęta początkowo wartość kroku, λ i $F = q(\lambda)$ — funkcje dynamiczne pary wodnej, q — zadana wartość funkcji $q(\lambda)$, EPS — żądana dokałdność obliczeń.

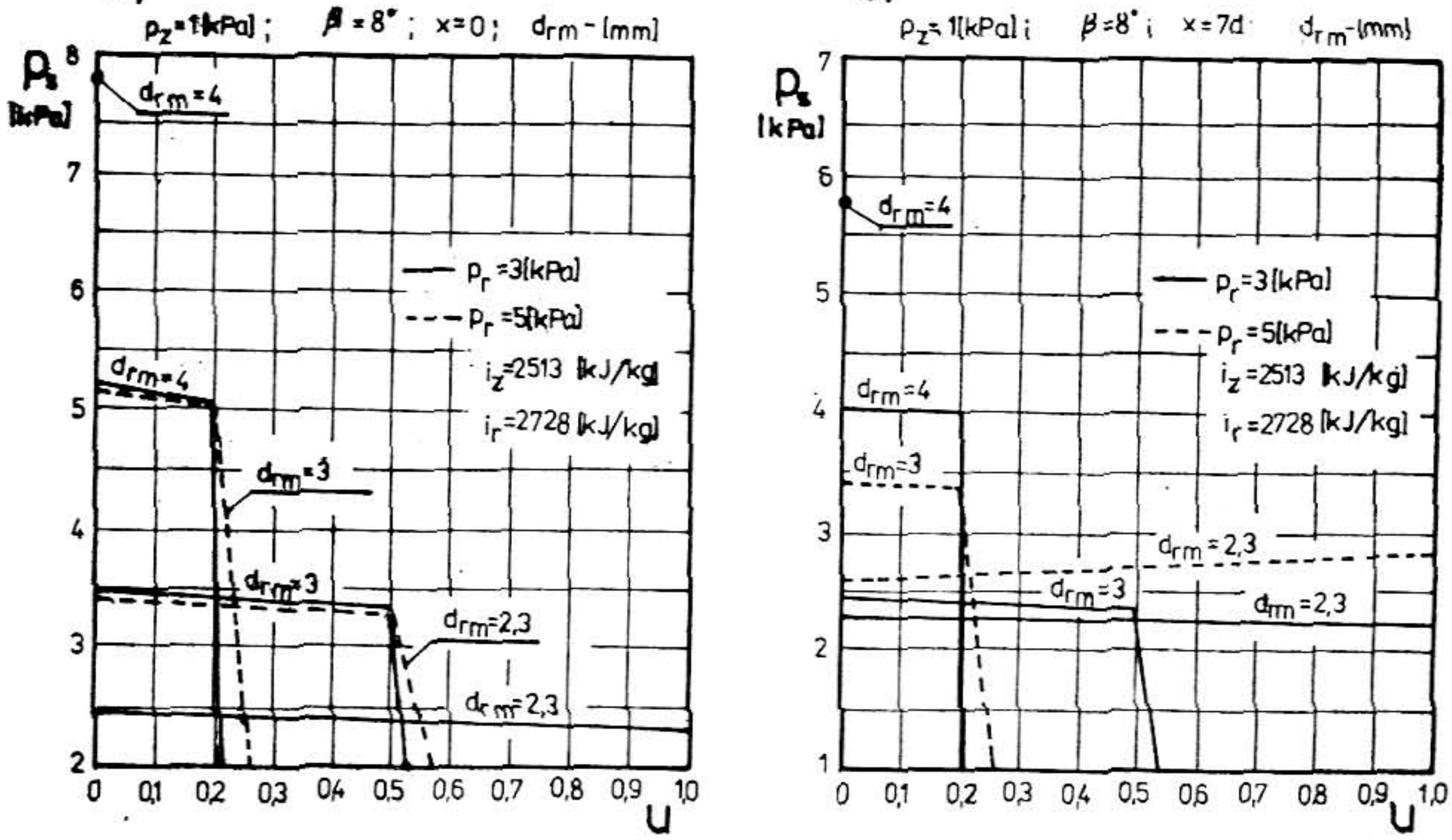


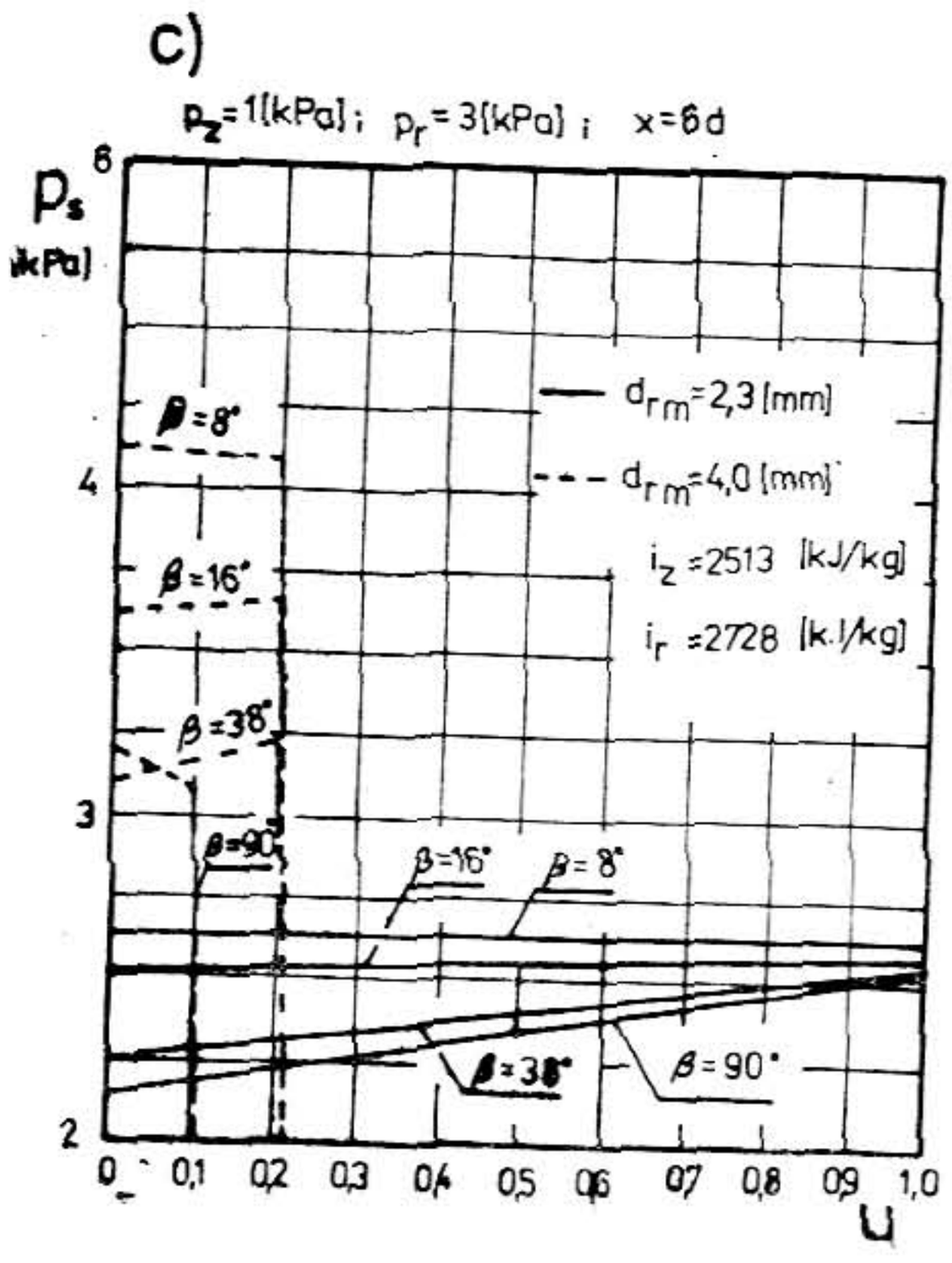
Rys. 5 Ogólny algorytm programu obliczającego charakterystyki strumienic parowowodnych

Ogólny schemat programu obliczającego charakterystyki strumienicy ssącej znajduje się na rys. 5.

Algorytm ten nie zawiera dodatkowych ograniczeń wprowadzonych do programu, zabezpieczających przed zapętleniem się obliczeń w komputerze. Program ten napisano w Fortranie.

W obliczeniach charakterystyk przyjęto jako stałe $\varkappa_r = \varkappa_z = \varkappa_s = 1{,}13$





Rys. 6 Obliczeniowe charakterystyki strumienicy ssącej parowodnej. a) dla zmiennej średnicy krytycznej dyszy — d_{rm}, przy $x = o$, b) dla zmiennej średnicy krytycznej dyszy d_{rm}, przy $x = 7d$, c) dla zmiennego kąta β zbieżności części stożkowej komory mieszania, przy $x = 6d$, przy czym p_r, p_z — ciśnienie pary roboczej i zasysanej, kJ/kg x — odległość wylotu z dyszy od wylotu do cylindrycznej komory mieszania

oraz w oparciu o [4] $\alpha = 0{,}5$, $K_1 = 0{,}834$, $K_2 = 0{,}812$, $\sigma = 0{,}636$, $\varphi_3 = 0{,}9$. Obliczenie ciśnienia pary sprężonej p_{so} przeprowadzono na podstawie zmodyfikowanego wzoru (1), uwzględniając zmienność kąta β i odległości x. W celu maksymalnego skrócenia czasu obliczeń w programie wprowadzono funkcje pomocnicze POM_1,..., POM_7 unikając w ten sposób wielokrotnego wykorzystania operacji arytmetycznych w wewnętrznych pętlach programu. Wartość stosunku ejekcji zmienia się od zera co 0,1 do wartości min (u_{qr1}, u_{qr2}, u_{qr3}). W chwili gdy u przekroczy którąkolwiek z tych trzech wartości maszyna drukuje umownie $p_{so} = 0$.

W przeprowadzonych obliczeniach odległość x uzyskuje osiem wartości od zera do siedmiokrotnej średnicy komory mieszania (co wartość d).

Wprowadzony w programie licznik danych (K K K K) pozwala na uniknięcie wielokrotnego uruchomienia programu dla każdej serii danych osobno. Przy zastosowaniu licznika danych i prowadzenia oblczeń pod kontrolą egzekutora czytnik kart jest zajęty przez cały czas obliczeń, dlatego wygodniej jest przeprowadzać obliczenia pod kontrolą GEORGE'A 3.

Na rys. 6 przedstawiono przykładowo obliczone charakterystyki strumienicy ssącej dla kilku wariantów parametrów zewnętrznych strumieni i parametrów geometrycznych komory mieszania.

Aby metoda obliczeń była w pełni przydatna, należałoby jednak porównać charakterystyki uzyskane z obliczeń, z charakterystykami zmierzonymi dla rzeczywistej strumienicy. Jest to konieczne ze względu na to, że założenia i współczynniki przyjęte wg danych literaturowych [4], występujące w równaniu charakterystyki (1) mogą okazać się niesłuszne bądź niedokładne dla strumienicy w której czynnikiem roboczym i napędowym jest para przegrzana.

W części drugiej zostanie przeprowadzona weryfikacja przedstawionej tutaj metody obliczania charakterystyk.

STOSOWANE OZNACZENIA

a — prędkość krytyczna, m/s,
$a_1,...,a_6$ — współczynniki wielomianu Lagrange'a,
a_{zar} — stosunek prędkości a_{zm}/a_{rm},
BB — wartość bezwzględna pochodnej funkcji q (λ),
d, D_d, d_{rm} — średnice odpowiednio: cylindrycznej komory mieszania, części wylotowej dyszy, krytyczna dyszy, m,
D — różnica wartości funkcji dynamicznej q dla założonej i danej wartości,
DELTA, EPS — założona dokładność obliczeń,
f — pole przekroju, m^2,
f_{23} — stosunek przekrojów f_2/f_3,
f_{3rm} — stosunek przekrojów f_3/f_{rm},

f_{r1rm} — stosunek przekrojów f_{r1}/f_{rm},
f_{r3} — stosunek przekrojów f_{rm}/f_3,
f_{r13} — stosunek przekrojów f_{r1}/f_{r3},
f_{z23} — wyrażenie postaci f_{23}—f_{r1rm}/f_{3rm},
f_{zrm} — wyrażenie postaci f_{z23}/f_{r3},
H1 — założona wartość kroku przy poszukiwaniu wartości λ,
I, J, K, KKKK, N — wskaźniki naturalne,
i — entalpia właściwa, kJ/kg,
K_1, K_2 — stosunki prędkości strumienia roboczego i zasysanego,
m — masowe natężenie przepływu, kg/s,
p_{so} — obliczone ciśnienie pary sprężonej, N/m²,
P — pochodna funkcji q (λ),
POM1,...,POM7— funkcje pomocnicze do wzoru (1),
q — funkcja dynamiczna gazu określająca stosunek gęstości strumienia w danym przekroju przepływającego izentropowo do gęstości tego strumienia w przekroju krytycznym — wzór (1),
T — temperatura, K,
TN — tangens kąta β w mierze łukowej,
u — stosunek ejekcji,
x — odległość wylotu dyszy od cylindrycznej komory mieszania, m,
v — objętość właściwa, m³/kg,
α — stosunek ciśnień na wlocie i wylocie cylindrycznej części komory mieszania,
β — kąt zbieżności części stożkowej komory mieszania, stopień,
ϰ — wykładnik adiabaty,
λ — stosunek prędkości pary podczas izentropowego przepływu do prędkości krytycznej pary,
Π — stosunki ciśnień,
Π_f — wyrażenie pomocnicze — $\Pi_f = \Pi_{rm}$, f_{r3},
ϱ — wielkość stała dla pary wodnej nasyconej i przegrzanej,
φ_1, φ_2, φ_3, φ_4 — stosunki prędkości,
Φ_1, Φ_2 — funkcja charakteryzująca geometrię strumienicy przekroje f_2 i f_3.

INDEKSY POJEDYŃCZE

m — przekrój minimalny krytyczny,
1 — przekrój wylotowy dyszy roboczej,
2 — przekrój wlotowy komory mieszania,
3 — przekrój wylotowy komory mieszania,
r — strumień roboczy przed dyszą strumienicy,
z — strumień zasysany przed komorą zasysania strumienicy,
s — strumień mieszaniny sprężonej za dyfuzorem.

INDEKSY ZŁOŻONE

Pierwsza litera oznacza strumień, druga przekrój.

rm — strumień roboczy w przekroju minimalnym (krytycznym) dyszy,
r_1 — strumień roboczy w przekroju wylotowym dyszy,
r_2 — strumień roboczy w przekroju wlotowym komory mieszania,
z_2 — strumień zasysany w przekroju wlotowym komory mieszania,
s_3 — strumień sprężony w przekroju wylotowym komory mieszania.

LITERATURA

[1] Dryja M., Jankowska J., Jankowski M., *Przegląd metodą i algorytmów numerycznych*, część 2. WNT. Warszawa 1982.
[2] Jankowska J., Jankowski., *Przegląd metod algorytmów numerycznych*, część 1. WNT. Warszawa 1981.
[3] Paliwoda A., *Urządzenia chłodnicze strumienicowe*. WNT. Warszawa 1971.
[4] Sokołow J. J., Zinger N. M., *Strumicnice*. WNT. Warszawa 1965.
[5] Szmelter J., *Metody komputerowe w mechanice*. PWN. Warszawa 181.
[6] Wukałowicz M. P., *Tiepłofiziczieskije swojstwa wody i wodianowo para*. Izdatielstwo Maszynostrojenie. Moskwa 1967.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ◆ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Magdalena Graczyk

BIOKONWERSJA ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH ŹRÓDŁEM ODZYSKU I STABILIZACJI ŚCIEKOW

BIOKONWERSJA ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH ŹRÓDŁEM ODZYSKU ENERGII I STABILIZACJI ŚCIEKÓW

Streszczenie

Intensyfikacja procesów stabilizacji stężonych ścieków organicznych powinna zapewnić otrzymanie substratów stabilnych w pojęciu konwencjonalnych kryteriów stabilności, a także spełniać warunek dezaktywacji sanitarnej, co jest szczególnie istotne przy ich rolniczym wykorzystaniu, jako formie ostatecznego unieszkodliwienia. Decydującym czynnikiem jest także odzysk energii ze ścieków poprzez biokonwersję substancji organicznych w nich zawartych. Analiza energetyczna stabilizacji dwustopniowej wykazała, że proces może zachodzić przy spełnieniu autarkii energetycznej, a ponadto jest możliwe minimalizowanie nakładów energii na eksploatację fermy.

Zusammenfassung

Intensivierung des Stabilisierungsprozesses von konzentrierten organischen Abwässer soll stabile d.h. die den konventionellen Stabilisationskriterien entsprechende Produkte geben die auch higienisch einwandfrei sind. Diese Bedingung ist vor allem dann wichtig, wenn es sich um landwirtschaftliche Ausnutzung des Abwassers handelt, die als endgültige Unschädlichmachung gilt. Entscheidend ist auch die Rückgewinnung der in der organischen Substanz vorhandenen Energie. Genaue Analyse einer dualen Stabilisierung ergab die Möglichkeit einer energetischen Autarkie und einer Minimierung des Energieaufwandes in einer Massentierhaltung zu erzielen.

W technologii wysokostężonych ścieków organicznych, podobnie jak w technologii osadów ściekowych zasadniczym celem ich przeróbki jest osiągnięcie stabilizacji.

W konwencjonalnym pojęciu stabilizacja oznacza, że składniki organiczne zawarte w ściekach nie rozkładają się dalej w sposób niekontrolowany i uciążliwy dla otoczenia. Jest to szczególnie istotne, jeżeli przyjmie się za najsłuszniejszą metodę ich ostatecznego unieszkodliwienia wykorzystanie rolnicze, czy to jako nawozu zawierającego związki biogenne jak: N, P, K, czy też jako środka wzbogacającego glebę w nawóz organiczny-humus powstały w wyniku biostabilizacji. Użytkowanie rolnicze stężonych ścieków organicznych powinno być korzystne dla rolnictwa

Doc. dr hab. inż. *Magdalena Graczyk* — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze

i nieszkodliwe dla gleby i środowiska. Ten warunek może być spełniony tylko przy pełnej ich stabilizacji, a także zgodnie z wymaganiami nowoczesnej higieny przy pełnej dezaktywacji sanitarnej. Spośród zestawionych w tab. 1 przykładów wysokostężonych ścieków do wykorzystania rolniczego bezwzględnie powinna być przeznaczona gnojowica, gdyż ilości składników nawozowych w niej zawartych, a także dotychczasowe badania i praktyka, potwierdziły w całej rozciągłości, że rolnicze wykorzystanie gnojowicy jest słuszne ekonomicznie i jednocześnie stanowi zamknięcie naturalnego obiegu materii w przyrodzie: gleba otrzymuje na powrót część pobranych przez rośliny substancji mineralnych, a zarazem wzbogaca się w cenną nawozowo substancję organiczną (tab. 2) [1, 2, 3].

W rolniczym wykorzystaniu gnojowicy surowej istnieje jednak niebezpieczeństwo przekroczenia naturalnych możliwości przetwórczych gle-

Tabela 1

PRZYKŁADY WYSOKOSTĘŻONYCH ŚCIEKÓW ORGANICZNYCH

Lp.	Rodzaj ścieków	ChZT mgO_2/dm^3	$BZT_5 mgO_2/dm^3$
1.	Ścieki z przemysłowej hodowli trzody (gnojowica)	40 000	18 000
2.	Ścieki celulozowe (ługi powarzelne)	25 000—50 000	9000—18 000
3.	Ścieki cukrownicze	20 000	15 000
4.	Ścieki z produkcji brzeczki drożdżowej	10 000	6 000

Tabela 2

WARTOŚCI NAWOZOWE WYDALONE PRZEZ ZWIERZĘTA

Lp.	Wartość nawozowa wydalona (g/d — zwierzę)		N	P	K
1.	trzoda	a) wg Harta i Turnera	14,4	4,9	5,0
		b) wg Schmidta i Weigla	13,2	7,4 13,1—	3,6 6,2—
		c) wg Loehra	19,1—	—14,5	—15,4
2.	bydło	a) j. w.	—17,2	23,0	140,0
		b) —	175,0	—	—
		c) j.w.	158,9	49,9	122,5

Rozbieżności w ilościach NPK podawanych przez różnych autorów spowodowane są między innymi sposobem żywienia zwierząt, różnicą w ciężarze itp.

by i uprawianych roślin. Przy aktualnie zalecanych dawkach gnojowicy „pełnej" wynoszących 50—100 m³/ha, około 25—30% zawartego w niej azotu może się znaleźć poza zasięgiem korzeni roślin.

Ta część straconego azotu stanowi zagrożenie dla czystości wód [4]. Zagrożona może być również jakość płodów rolnych. Jak podają Specht, Asmus i Lange [5] już przy dawkach powyżej 200 kg N/ha występują niekorzystne zmiany w składzie chemicznym roślin. Ilustruje to tab. 3.

Tabela 3

DOPUSZCZALNE DAWKI AZOTU DLA RÓŻNYCH ROŚLIN

Lp.	Rośliny	kg/ N/ha	gnojowicy gęstej t/-ha		Możliwe zmniejszenie jakości płodów rolnych
			bydlęcej	świńskiej	
1.	ziemniaki	500	125	75	spadek zawartości skrobii (240 kg N/ha)
2.	buraki cukrowe	500	125	75	spadek zawartości cukru (240 kg N/ha)
3.	buraki pastewne	600	150	90	wzrost zawartości No_3 (200 kg N/ha)
4.	kukurydza na kiszonki	600	150	90	opóźnienie dojrzewania, wzrost zawartości NO_3 (400 kg N/ha) ważne przy spasaniu świeżej kukurydzy
5.	kapusta pastewna	600	150	90	wzbogacenie w NO_3 (400 kg N/ha) ważne przy spasaniu świeżej kapusty

Wspomnieć tu również należy o niebezpieczeństwie przenoszenia chorób zakaźnych zwierząt np. czerwonki i helmintoz przy użytkowaniu gnojowicy surowej. Ponadto jest ona bez wątpienia substratem szczególnie łatwo ulegającym biodegradacji czego dowodem jest jej wysokie biochemiczne zapotrzebowanie tlenu. Z tego powodu należy zwrócić uwagę na stosunki tlenowe powstające w glebie wskutek nawożenia gnojowicą, gdyż przekroczenie dawek spowodować może zachwianie równowagi między dyfuzją tlenu z atmosfery do gleby, a zużyciem tlenu przez mikroorganizmy glebowe na mineralizację i stabilizację substancji organicznych gno-

jowicy. Gnojowica surowa posiada właściwości tiksotropowe i powoduje „zaklejanie" gleby co znacznie utrudnia lub wręcz uniemożliwa transpirację tlenu do gleby. Problemem równowagi tlenowej w glebie szczegółowo zajmował się Kowalik [5]. Przywrócenie równowagi tlenowej w glebie jest procesem długotrwałym, a osiągnięcie pełnej reaeracji jest trudniejsze niż w wodach powierzchniowych, gdyż wskutek kapilarności porów gleby przenikanie tlenu odbywa się tylko na drodze dyfuzji, która przebiega stosunkowo wolno. Niebezpieczeństwo odtleniania gleby przestaje istnieć gdy do nawożenia zastosujemy gnojowicę uprzednio ustabilizowaną. Procesy stabilizacji stężonych ścieków organicznych i osadów ściekowych mogą być prowadzone biochemicznie na drodze fermentacji metanowej bądź tlenowo.

W ostatnim okresie wiele uwagi poświęca się fermentacji metanowej. Proces stabilizacji na drodze beztlenowej stał się atrakcyjny z uwagi na wzrost zainteresowania odzyskiem energii poprzez biokonwencję substancji organicznej zawartej w stężonych ściekach i osadach.

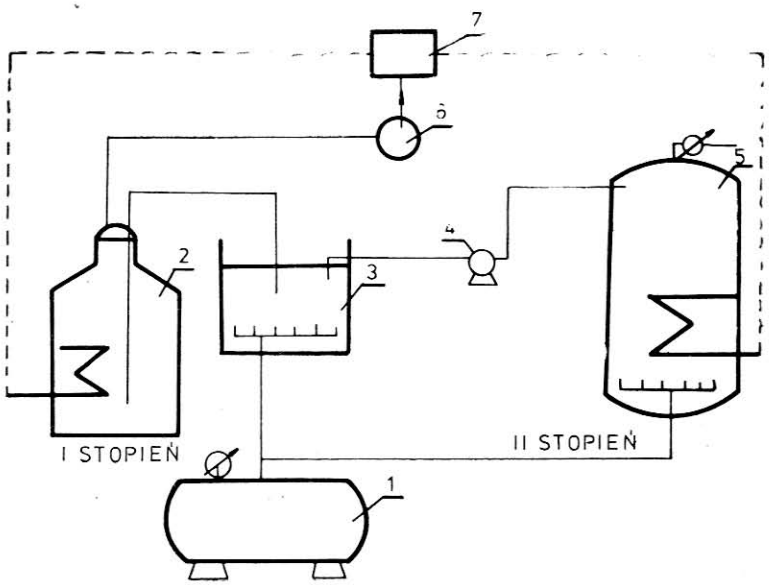
Przeprowadzone w Polsce w ostatnim dziesięcioleciu badania laboratoryjne i w skali półtechnicznej wykazały, że w wyniku fermentacji metanowej z 1 tony obornika można uzyskać 30—35 Nm^3 gazu/a z 1 tony odchodów świńskich 50—80 Nm^3 gazu/a [6, 7].

Szczególnie opłacalne staje się wytwarzanie biogazu w dużych fermach przemysłowych, które dają duże ilości gnojowicy. Turowski [7] sporządził przykładowy bilans energii dla fermy o rocznej produkcji 36.500 tuczników, z którego wynika, że w procesie fermentacji metanowej odzyskuje się około 68% energii potrzebnej dla rocznej eksploatacji fermy.

Rozważając problem stabilizacji metanowej należy jednak pamiętać, że procesy beztlenowe przebiegają stosunkowo wolno: w temperaturze 10—15°C całkowita fermentacja trwa 90—60 dób, a w temperaturze 20—30°C — 30dób. Temperatura 55—60°C skraca proces do 15 dób. Dopiero po tych okresach czasu uzyskuje się produkt w pełni stabilny i nadający się do nawożenia gleby. Stabilizowanie gnojowicy tylko na drodze fermentacji metanowej pozwala co prawda w wyniku biokonwersji związków organicznych uzyskać maksymalną ilość biogazu, ale ścieki przed rozdeszczeniem na polach lub łąkach powinny być zgodnie z wymaganiami nowoczesnej higieny dezynfekowane przez podgrzanie do 60°C w czasie 30 minut, aby uniknąć przenoszenia chorób zakaźnych [8]. Ponadto długi czas fermentacji wpływa na koszt urządzeń — znaczna objętość komór fermentacyjnych szczególnie w dużych fermach.

Stabilizacja tlenowa w warunkach termofilowych daje produkt stabilny w znacznie krótszym czasie 2—4 d., bezpieczny sanitarnie, ale wymaga szczególnie przy znacznym rozcieńczeniu gnojowicy doprowadzenia energii z zewnętrznego źródła.

Uwzględniając z jednej strony aspekt energetyczny, a z drugiej strony intensyfikację procesów stabilizacyjnych, przy zachowaniu konwencjonalnych wskaźników stabilności i dezaktywacji sanitarnej, należałoby przyjąć układ stabilizacji dwustopniowej anaerobowo-aerobowej. Badania przeprowadzone w układzie modelowym potwierdziły słuszność tego założenia [9]. Stabilizację gnojowicy prowadzono wg schematu przedstawionego na rys. 1. Fermentacja metanowa trwała 5 dób, a następnie



Rys. 1. Schemat aparatury do dwustopniowej stabilizacji stężonych ścieków
1 — sprężarka, 2 — komora fermentacyjna, 3 — zbiornik pośredni (napowietrzający), 4 — pompa, 5 — biodegradator tlenowy, 6 — miernik gazu, 7 — zbiornik gazu

proces stabilizacji kontynuowano w warunkach tlenowych przez okres 1—2 dób. Cały układ prowadzono w warunkach termofilowych, przy czym w stopniu tlenowym stosowano niewielkie nadciśnienie rzędu 0,2 MPa, co znacznie poprawiło wykorzystanie tlenu wprowadzonego do gnojowicy.

Bilans energetyczny stabilizacji dwustopniowej zamknął się dodatnim saldem energii przy całkowitym pokryciu potrzeb energetycznych układu.

Na podkreślenie zasługuje też krótki okres (7 dób) w którym otrzymano produkt całkowicie stabilny. Przy ograniczeniu procesu tylko do fermentacji metanowej substrat stabilny uzyskano dopiero po 15 dobach. Trzecią zaletą procesu dwustopniowego, obok skrócenia czasu, a tym sa-

mym zmniejszenia objętości urządzeń i zachowania dla całego układu stabilizacji autarkii energetycznej jest dezaktywacja sanitarna substratu, co jest szczególnie istotne gdy substratem jest gnojowica lub osady ściekowe, których ostateczną formą unieszkodliwienia jest wykorzystanie rolnicze.

Wyniki badań nad przeżywalnością jaj helmintów w warunkach termofilowych opublikowano już wcześniej [10].

Badania parazytologiczne wykazały, że jaja wszystkich gatunków pasożytów jelitowych świń poddane temperaturze 55°C przez okres 3 do 30 minut uległy po 3 dobach inkubacji zahamowaniu w rozwoju i utraciły swoją wirulentność. W temperaturach wyższych tj. 60—70°C całkowita utrata żywotności jaj następowała już w pierwszej dobie inkubacji. Termofilowa stabilizacja powoduje 100% dezaktywację sanitarną gnojowicy. Jaja posożytów jelitowych uległy całkowitemu zdeformowaniu i nie wykazywały podczas inkubacji żadnych oznak rozwoju.

Nie bez znaczenia jest również fakt dezodoryzacji gnojowicy, który jest także efektem procesu stabilizacji. Przykry, fekalny zapach, szczególnie odrażający przy gnojowicy świńskiej, ustępuje miejsca zapachowi ziemnotorfiastemu charakterystycznemu dla związków humusowych. To zniwelowanie zapachu stanowi także jeden ze składników higieniczno-sanitarnych tak istotnych przy rolniczym wykorzystaniu gnojowicy. Nadmiar energii pozostały po pokryciu procesów stabilizacji postanowiono zagospodarować na fermie. W tym celu przeprowadzono analizę energetyczną jednej z ferm trzody chlewnej w województwie zielonogórskim. Wybrane podstawowe dane produkcyjne fermy dla roku gospodarczego 1981/82 zestawiono w tab. 4.

Tabela 4

DANE EKSPLOATACYJNE FERMY NA 5500 SZTUK TRZODY CHLEWNEJ W SKALI ROCZNEJ

1. Produkcja żywca	—	577 t
2. Zużycie paszy	—	16.939 t
3. Ilość gnojowicy	—	24.692 m³
4. Zużycie ciepła	—	2,1 GWh
5. Zużycie energii elektrycznej	—	387 MWh
w tym		
pozaszczytowej	—	157 MWh

W tab. 5 zestawiono dane wyjściowe do bilansu fermy w skali dobowej, a w tab. 6 energię zużywaną podczas dobowej eksploatacji fermy.

Tabela 5

DANE WYJŚCIOWE DO BILANSU ENERGETYCZNEGO FERMY

1.	Ilość gnojowicy m^3/d	— 67,6
2.	Zawartość suchej substancji %	— 5
3.	Zawartość suchej substancji organicznej %	— 4
4.	Czas procesu doby	
	stopień beztlenowy	— 5
	stopień tlenowy	— 2
5.	Temperatura °C	
	dopływ latem 15°, zimą 10°, ⌀ 12,5°	
	stop. beztlenowy 55°	
	stopień tlenowy 55°	
6.	Zawartość substancji organicznej	
	w dopływie kg/d 2704	
7.	Ubytek substancji organicznej kg/d/%	— 1568/58
	stopień beztlenowy	— 946,4/35
	stopień tlenowy	— 622/23
8.	Produkcja gazu m^3/d	1217
9.	Udział objętościowy metanu $m^3/d/\%$	— 852/70
10.	Wartość opałowa metanu MWh/d	— 8,3
11.	Zapotrzebowanie ciepła MWh/d	— 1,7
	stopień beztlenowy	— 3,4
	odzysk poprzez wymienniki	— 1.7
12.	Objętość urządzeń m^3	
	stopień beztlenowy	— 350
	stopień tlenowy	— 150

Tabela 6

DOBOWE ZAPOTRZEBOWANIE ENERGII NA EKSPLOATACJĘ FERMY

1.	Zapotrzebowanie energii elektrycznej na mieszanie, stopień beztlenowy (6,5 W/m^3)	— 54,6 kWh/d
2.	Zapotrzebowanie energii elektrycznej na wtłaczanie sprężonego powietrza i jednoczesne mieszanie stopnia tlenowego*)	— 650 kWh/d
3.	Zapotrzebowanie energii elektrycznej na fermie poza procesami stabilizacji gnojowicy	— 1046 kWh/d
4.	Łączne zapotrzebowanie energii elektrycznej	— 1751 kWh/d
5.	Zapotrzebowanie ciepła na proces stabilizacji gnojowicy	— 1,7 MWh/d
6.	Zapotrzebowanie ciepła na fermie poza stabilizacją	— 5,7 MWh/d
7.	Łączne zapotrzebowanie ciepła	— 7,4 MWh/d

*) 1 kg sso wymaga 1,5 kg O_2, przy 20% wykorzystaniu tlenu, należy wtłoczyć 21.025 m^3 powietrza/d.

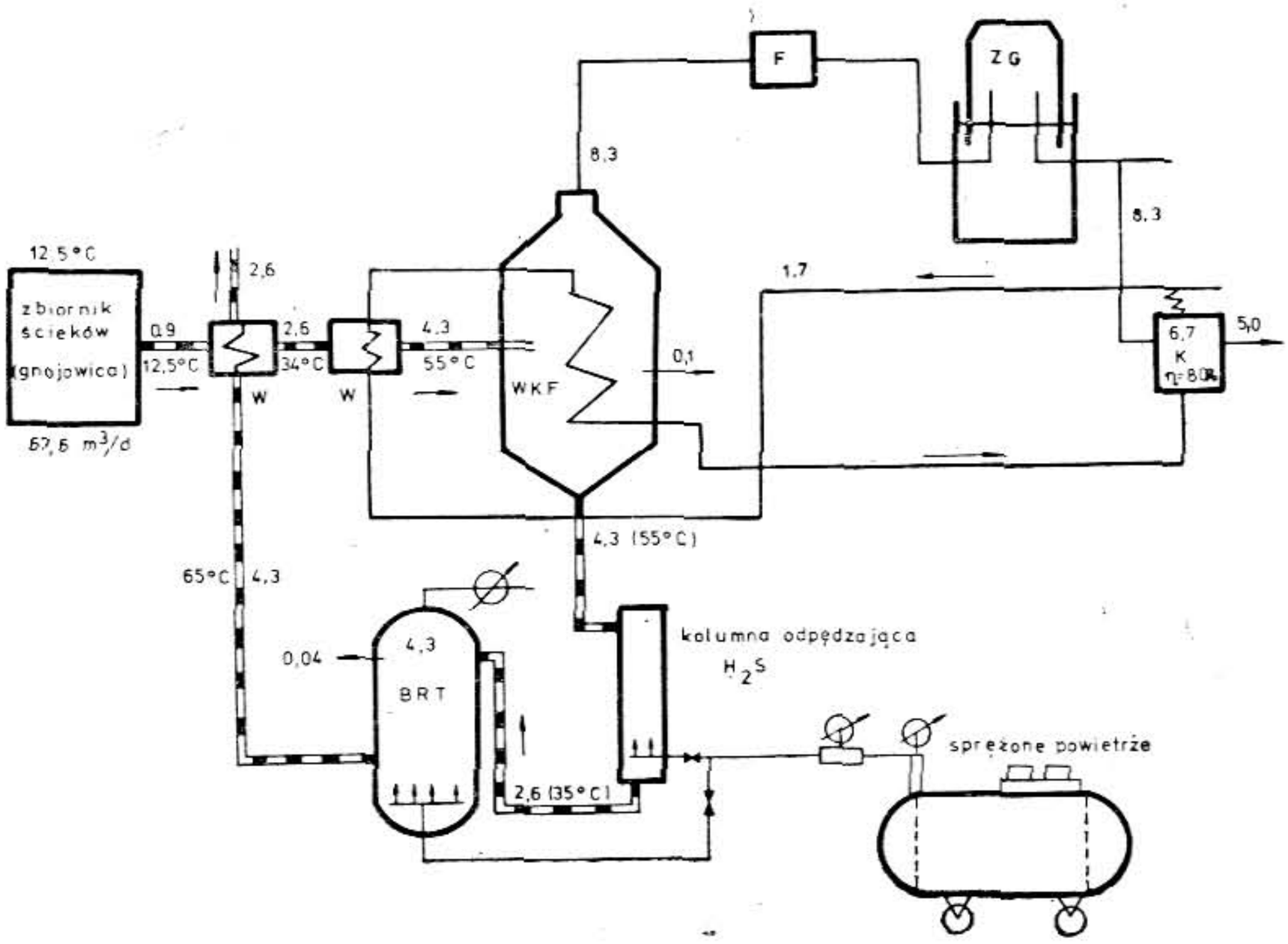
Tabela 7

BILANS ENERGETYCZNY DLA FERMY 5500 SZTUK TRZODY CHLEWNEJ PRZY DWUSTOPNIOWEJ STABILIZACJI GNOJOWICY

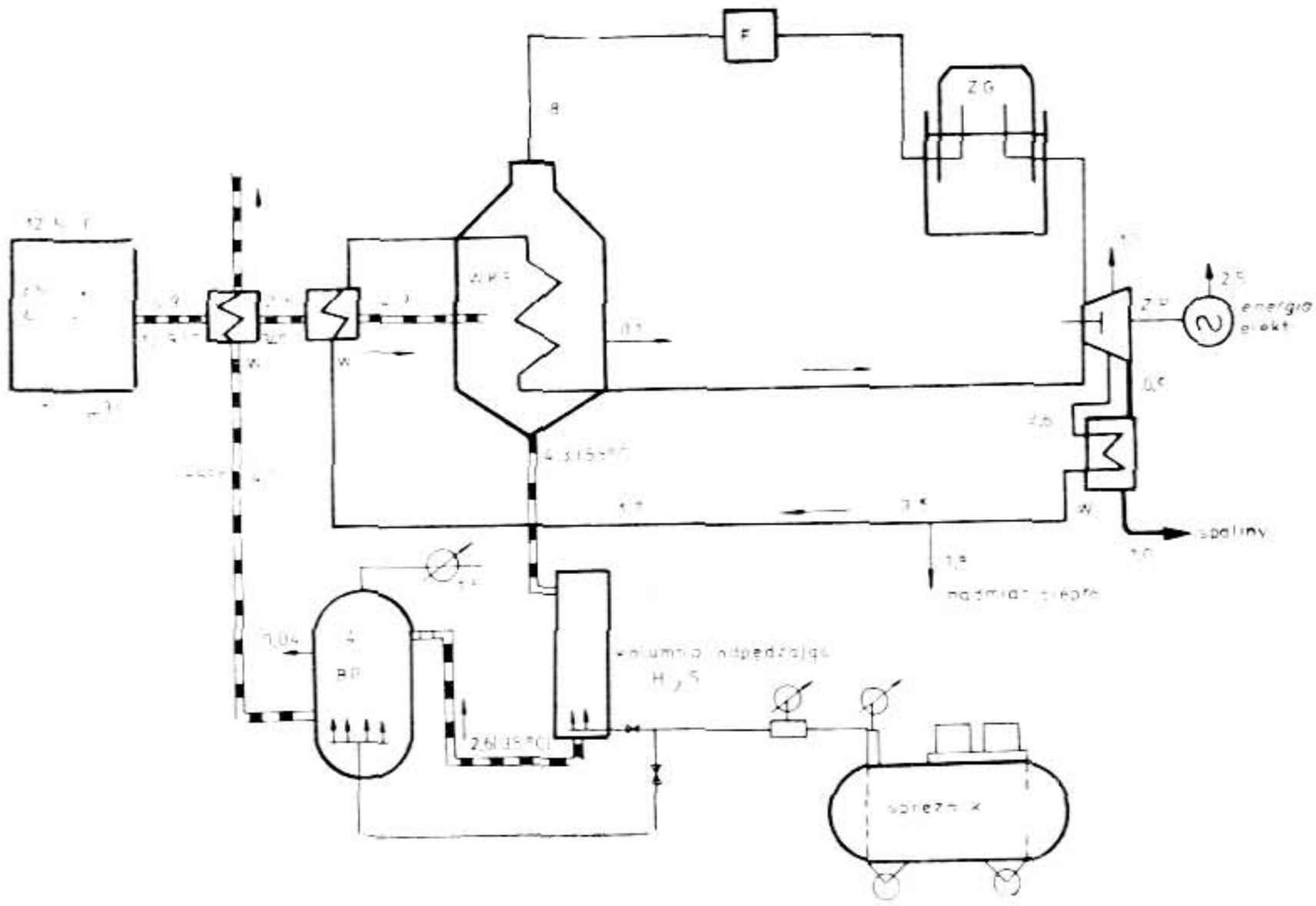
		Jednostki	z zamianą gazu na ciepło	z zamianą gazu na prąd elektryczny	z zamianą gazu na ciepło i prąd
1.	Gaz (produkcja)	MWh/d	8,3	8,3	8,3
2.	Gaz przetwarzany na prąd elektryczny	MWh/d	—	8,3	6,0
3.	Wytwarzany prąd elektryczny (η generatora = 30%)	MWh/d	—	2,5	1,8
4.	Użyteczne ciepło z silnika gazowego (η=42%)	MWh/d	—	3,5	2,5
5.	Gaz przetwarzany na ciepło	MWh/d	8,3	—	2,3
6.	Ciepło do dyspozycji (netto)	MWh/d	6,7	3,5	3,8
7.	Energia elektryczna do dyspozycji	MWh/d	—	2,5	1,8
8.	Zapotrzebowanie ciepła na proces stabilizacji (ogrzewanie stopnia beztlenowego i pokrycie strat)	MWh/d	1,7	1,7	1,7
9.	Zapotrzebowanie ciepła na potrzeby fermy	MWh/d	5,7	5,7	5,7
10.	Zapotrzebowanie ciepła łączne	MWh/d	7,4	7,4	7,4
11.	Bilans ciepła	MWh/d	—0,7	—3,9	—3,6
12.	Zapotrzebowanie energii elektrycznej na fermie na proces stabilizacji	KWh/d	704,6	704,6	704,6
13.	Zapotrzeb. energii elektr. na fermie poza procesem stabilizacji	KWh/d	1046	1046	1046
14.	Łącznie zapotrzeb. energii	KWh/d	1751	1751	1751
15.	Bilans energii elektr.	KWh/d	—1751	+801	+49

Przeanalizowano 3 warianty przetworzenia wyprodukowanego gazu:

— przetworzenie na ciepło



Rys. 2. Rozdział strumienia energii w procesie dwustopniowej stabilizacji gnojowicy z całkowitą zamianą gazu na ciepło BRT — bioreaktor tlenowy, F — filtr do gazu, K — kocioł opalany gazem, WKF — komora fermentacyjna, W — wymiennik ciepła (wszystkie wartości liczbowe strumienia przepływającej energii w MWh/d)

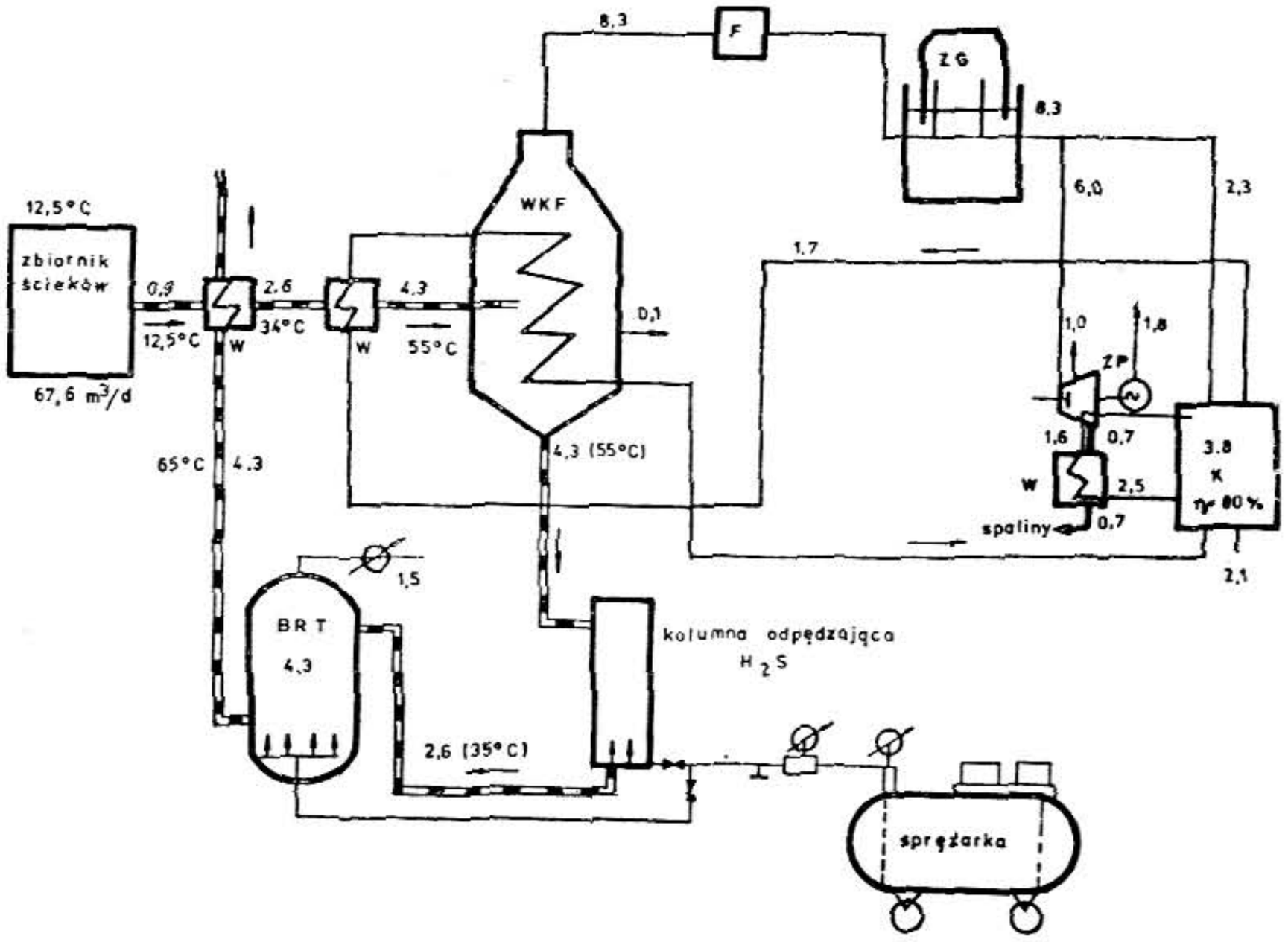


Rys. 3. Rozdział strumienia energii w procesie dwustopniowej stabilizacji gnojowicy z całkowitym przetworzeniem gazu na prąd elektryczny

— przetworzenie poprzez silnik gazowy i generator na prąd elektryczny
— przetworzenie na ciepło i prąd elektryczny

Bilans energetyczny uwzględniający powyższe sposoby przetwarzania gazu zawiera tab. 7.

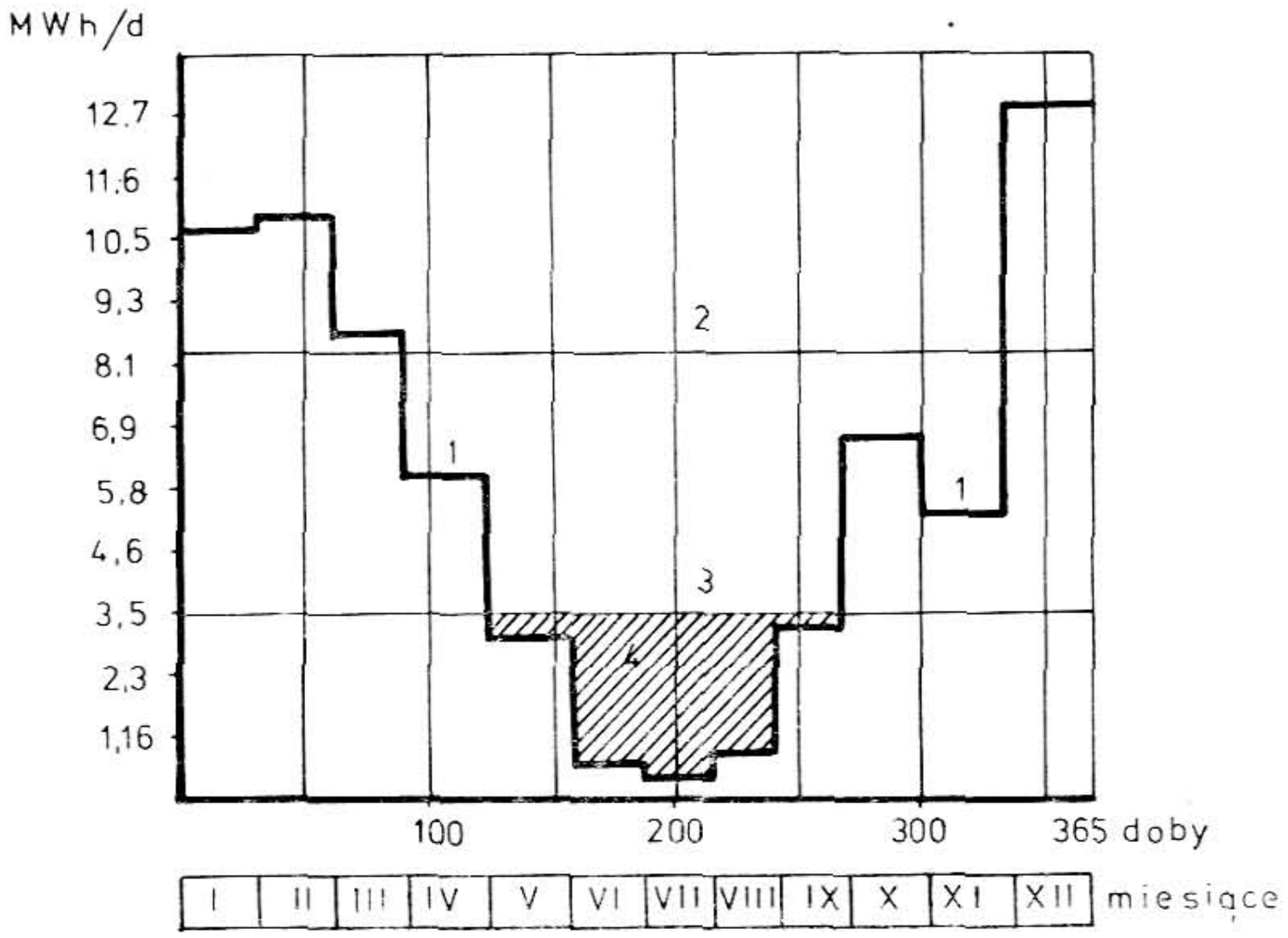
Rozdział strumienia przepływającej energii przedstawiają rys. 2, 3, 4.



Rys. 4. Rozdział strumienia energii w procesie dwustopniowej stabilizacji gnojowicy z częściowym przetworzeniem na prąd elektryczny i częściową zamianę na ciepło

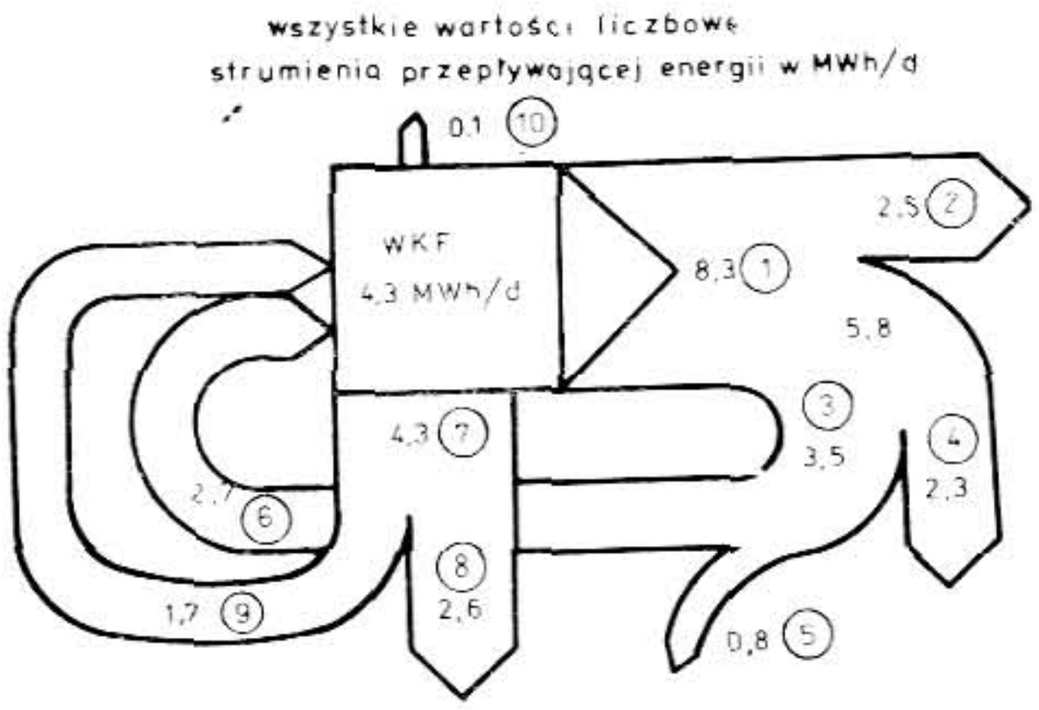
Przy całkowitej zamianie wyprodukowanego gazu na ciepło, po pokryciu zapotrzebowania energetycznego obu stopni w zakresie energii cieplenej pozostaje jej nadmiar, który może być zagospodarowany w fermie. Pokrywa on 91% rocznego zapotrzebowania fermy. W okresie letnich miesięcy istnieje nadwyżka ciepła, którą można wykorzystać np. do suszenia pasz (rys. 5), aby uniknąć niepotrzebnych strat w postaci „pochodni" gazu.

Przy całkowitej zamianie wyprodukowanego gazu na prąd elektryczny można pokryć nie tylko zapotrzebowanie na energię elektryczną dla fermy, ale pozostaje jeszcze nadwyżka energii, która może być oddana do krajowej sieci energetycznej w ilości 800 kWh/d. Nadwyżka w stosunku do potrzeb fermy wynosi 46%. Jednocześnie wykorzystując poprzez wymienniki ciepła, ciepło użyteczne spalin i ciepło wody z chłodzenia silników w zespole prądotwórczym pokrywa się zapotrzebowanie ciepła na fermie w 47%.



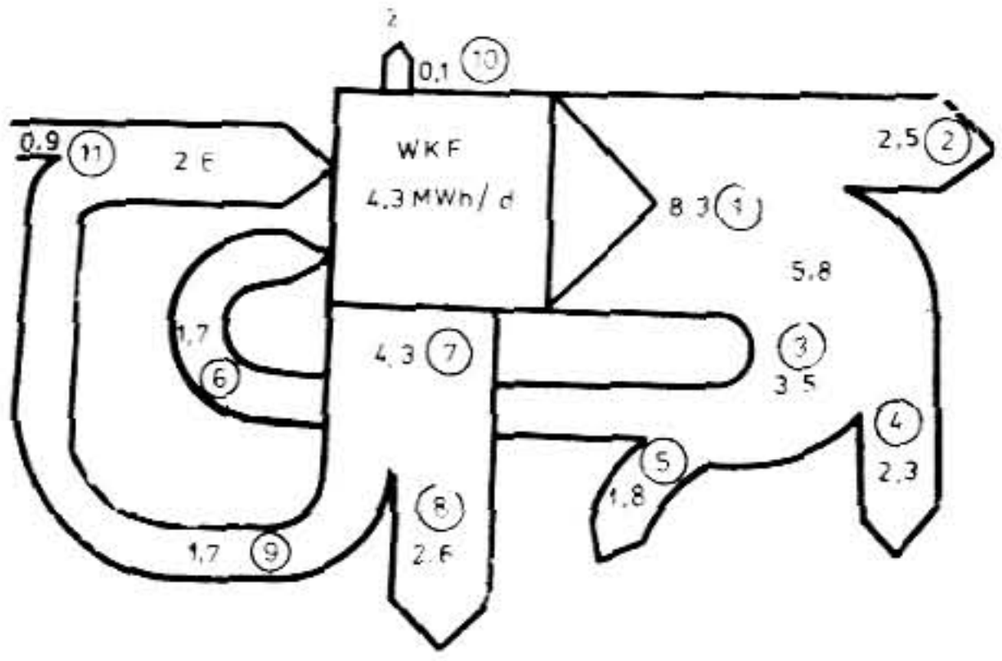
Rys. 5. Roczne zużycie energii cieplnej na fermie rozłożone na poszczególne miesiące
1 — zużycie oleju opałowego do celów ogrzewczych, 2 — produkcja biogazu (brutto), 3 — ciepło wytworzone (netto), 4 — nadwyżka ciepła do zagospodarowania w suszarni

Gdyby przyjąć, że ścieki posiadają temperaturę 0°C, przepływ energii z całkowitą zamianą gazu na prąd elektryczny można przedstawić przy pomocy wykresu Sankeya zgodnie z rys. 6. Ponieważ ścieki posia-



Rys. 6. Wykres Sankeya dla całkowitej przemiany gazu na prąd elektryczny przy temperaturze ścieków 0°C
1 — energia zawarta w gazie fermentacyjnym, 2 — energia elektryczna, 3 — energia cieplna odzyskiwana ze spalin i wód chłodzących silnika gazowego, 4 — energia tracona w silniku gazowym, 5 — nadmiar energii cieplnej do zagospodarowania na fermie, 6 — energia cieplna wykorzystywana do ogrzania ścieków surowych, 7 — energia zawarta w przefermentowanych ściekach, 8 — energia tracona w przefermentowanych ściekach, 9 — energia odzyskiwana z przefermentowanych ścieków w wymiennikach ciepła, 10 — energia tracona przez przenikanie w komorze fermentacyjnej

dają przeciętnie temperaturę 12,5°C ogólne zapotrzebowanie energii na pokrycie strat komory i ogrzanie ścieków obniży się z 4,4 MWh/d, a tym samym zwiększy się nadwyżka ciepła, którą można zagospodarować w fermie poza procesem stabilizacji gnojowicy (rys. 7).



Rys. 7. Wykres Sankeya dla całkowitej przemiany gazu na prąd elektryczny przy temperaturze ścieków 12,5°C
1 — energia zawarta w gazie fermentacyjnym, 2 — energia elektryczna, 3 — energia cieplna odzyskiwana ze spalin i wód chłodzących silnika gazowego, 4 — energia tracona w silniku gazowym, 5 — nadmiar energii cieplnej do zagospodarowania na fermie, 6 — energia cieplna wykorzystywana do ogrzania ścieków surowych, 7 — energia zawarta w przefermentowanych ściekach, 8 — energia tracona w przefermentowanych ściekach, 9 — energia odzyskiwana z przefermentowanych ścieków w wymiennikach ciepła, 10 — energia tracona przez przenikanie w komorze fermentacyjnej, 11 — energia zawarta w dopływających ściekach (temp. ścieków 12,5°C)

W obu przypadkach zakłada się 40% odzysk ciepła ze ścieków ustabilizowanych. Zaznaczyć tutaj należy, że ewentualne obniżenie temperatury ścieków między stopniem beztlenowym i tlenowym nie ma wpływu na ogólny bilans energetyczny, gdyż ciepło wywiązane w wyniku biooksydacji substancji organicznych w reaktorze tlenowym pokrywa tę stratę, jak i stratę związaną z parowaniem wody unoszonej z przepływającym powietrzem z układu. (Ciepło powstałe z termogenezy przy utlenieniu 622 kg sso, przyjmując za Döngesem [11], że 1 kg sso odpowiada 25,6 MJ, daje 4,3 MWh/d).

Wariant przedstawiony na rys. 5 przewiduje częściowe przetworzenie gazu na prąd elektryczny i częściowe przetworzenie na ciepło, przy czym zapotrzebowanie fermy na energię elektryczną zostaje pokryte w 100%, a na ciepło w 52%.

Ten wariant przedstawia się więc najkorzystniej.

Na podstawie rozważań przedstawionych powyżej stwierdzić należy, że:

1. Intensyfikacja procesów stabilizacji (stabilizacja dwustopniowa ana-

erobowo-aerobowa) gwarantuje w możliwie najkrótszym czasie optymalny odzysk energii ze ścieków bądź osadów z zachowaniem autarkii energetycznej procesów stabilizacyjnych.

2. Stabilizowane dwustopniowo substraty spełniają konwencjonalne kryteria stabilność i cechuje je pełna dezaktywacja sanitarna, co stanowi podstawę ich rolniczego wykorzystania.
3. Ostateczne saldo bilansu energetycznego uzależnione jest od sposobu przetwarzania wyprodukowanego w wyniku biokonwersji związków organicznych gazu fermentacyjnego.

LITERATURA

[1] Loehr R. C., Agnew R. W. — *Cattle Wastes-Pollution and Potential Treatment.* Journal Sanit. Engin. Div Vol. 93 (1967).

[2] Hart S. A., Turner M. E. — *Laagons for Livestock Manure.* Journal WPCF. Vol. 37 (1965).

[3] Schmidt G., Weigelt H. — *Wasser und Boden* 5/1972.

[4] Kutera J. — *Eliminacja związków biogennych ze ścieków przez ich rolnicze wykorzystanie* — Materiały z konferencji na temat: *Nawożenie, a eutrofizacje wód* — Zielona Góra 1976.

[5] Kowalik P., Obarska-Pempkowiak H. — *Badania modelowe nad utylizacją zanieczyszczeń ściekowych w profilu glebowym.* — Materiały z seminarium naukowego pt. *Oczyszczenie i utylizacja ścieków w środowisku glebowym i wodnym jako jeden z głównych kierunków konferencji helsińskiej* — Szczecin 1977.

[6] Turowski S. — *Nowe rozwiązania wytwórni biogazu źródłem taniej energii i ulepszonego nawozu dla rolnictwa.* Biblioteka Postępu Rolniczego WRN w Gdańsku. Gdańsk 1966.

[7] Turowski S. — *Możliwości wytwarzania biogazu z gnojowicy.* Materiały z konferencji na temat: *Mechanizacja prac związanych z usuwaniem ścieków inwentarskich z wielkotowarowych ferm hodowlanych.* Gdańsk 1979.

[8] Furrer O. J., Candinas T. — *Probleme der Schlammverwertung.* Wiener *Mitteilungen.* Wasser, Abwasser, Gewässer. Band 47 — Wien 1982.

[9] Graczyk M. — *Energetycznie optymalna stabilizacja stężonej gnojowicy z ferm przemysłowych.* Ochrona Środowiska. Wydawnictwo PZJTS nr 402 — tom I (XIV) Wrocław 1983.

[10] Graczyk M. — *Dezaktywacja sanitarna gnojowicy — przeżywalność jaj helmitów w warunkach termofilowych.* Ochrona Środowiska (w druku).

[11] Dönges H. J. — *Problematik der Gasverwärtung.* Wiener Mitteilungen. Wasser, Abwasser, Gewässer. Band 47 — Wien 1982.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Zbigniew Hrynkiewicz

PŁUKANIE WODOCIĄGOWYCH FILTRÓW POŚPIESZNYCH

Streszczenie

Zasygnalizowano nie w pełni jeszcze rozwiązane problemy związane z płukaniem filtrów pośpiesznych. Umotywowano i wskazano kierunek prowadzenia badań naukowych w celu kompleksowego rozwiązania zagadnienia regeneracji złóż filtracyjnych.

Zusammenfassung

Der Verlauf der Filterspülung, trotz vielen Untersuchungen, enthält noch einige nicht voll gelöste Probleme. Es wurde die Richtung weiterer Untesuchungen gezeigt, um die Regenerierung des Filterbettes umfassend zu lösen.

Proces płukania jako sposób odnowy złóż filtracyjnych polegający na usunięciu z filtru materii, która zgromadziła się podczas filtracji jest bardzo ważną i złożoną czynnością wykonywaną w celu właściwej eksploatacji filtrów a tym samym całego układu technologicznego uzdatniania wody. Właściwie zaprojektowany i prowadzony proces płukania złóż filtracyjnych podnosi jakość produkowanej wody oraz ma niemały wpływ na ekonomikę układu technologicznego. Na proces ten zużywa się znaczne ilości filtratu, a instalacje i urządzenia stosowane w zależności od przyjętej metody płukania filtrów są bardziej lub mniej złożone i kosztowne.

Na wstępie należałoby spróbować zrobić obiektywny przegląd dotychczasowych osiągnięć w tym temacie. Na potrzebę badań w tym zakresie zwrócił uwagę S. T. Kołaczkowski, który prowadził pierwsze w Polsce badania na temat płukania filtrów [9]. Dalsze prace prowadził A. L. Kowal i M. Sozański [11] oraz H. Labijak [12, 13].

Z problemów, które należałoby poddać badaniom należy wymienić:
— wybór sposobu płukania określonych złóż filtracyjnych;
— określenie wpływu wybranych parametrów na efekty płukania (czas płukania, intensywność płukania itp.)

Mgr inż. Zbigniew Hrynkiewicz — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze

— dobór systemu doprowadzającego i odprowadzającego wodę do płukania.

Nie dysponujemy obecnie jednoznacznie określonymi modelami pozwalającymi obliczyć parametry regeneracji złóż filtracyjnych i uwzględniającymi wszystkie w/w czynniki. Praca ta jest próbą wykazania wpływu tych czynników na efektywność procesu filtracji wody i jego ekonomii oraz wskazania kierunku prac badawczych podjętych w tym temacie w WSInż. w Zielonej Górze.

Proces płukania filtrów może być prowadzony różnymi sposobami. Ze względu na użyty czynnik, filtry mogą być płukane samą wodą, mieszaniną wody i powietrza [15] lub na zmianę wodą i powietrzem. Najczęściej stosowanym sposobem płukania filtrów jest płukanie samą wodą. Sposób ten jak dotychczas jest najlepiej poznany praktycznie i teoretycznie. Najwięcej zależności wyprowadzono w celu wyznaczenia intensywności płukania, głównego procesu regeneracji złóż filtrów pośpiesznych. Obliczenie natężenia płukania najczęściej przeprowadza się przyjmując za podstawę dopuszczalną wysokość spulchnienia złoża (ekspansja złoża) w oparciu o analizę sitową piasku. Różnorodność form przedstawianych przez poszczególnych autorów wzorów i formuł empirycznych spotykanych w literaturze, prowadzi do rozbieżnych wyników wskazując na dużą złożoność procesu płukania filtrów pośpiesznych. Szczegółową i krytyczną analizę porównawczą najczęściej spotykanych wzorów przeprowadził S. T. Kołaczkowski i H. Labijak [7, 13]. Przeanalizowano teoretycznie i sprawdzono doświadczalnie wzory m.in. G. M. Faira, I. Ch. Geyera, D. A. Okuna, D. M. Minca, S. A. Szuberta oraz badań S. T. Kołaczkowskiego i H. Tetzlawa [9] oraz przyjęte przez autorów tych wzorów założenia i zakresy ich stosowalności. Stwierdzono, iż kryterium stosowalności poszczególnych wzorów powinna być liczba Reynoldsa.

Analiza porównawcza zależności intensywności płukania od ekspansji złoża przy większych wartościach liczb Reynoldsa wykazała, że różnice między otrzymanymi wynikami dochodzą do 300% i jest to konsekwencją prowadzenia badań w różnych warunkach, przyjmowania różnych modeli opisujących zjawiska występujące w czasie płukania złóż filtracyjnych oraz z powodu braku ścisłego modelu matematycznego opisującego stan fluidyzacji. Praktycznie najczęściej, przy projektowaniu procesu płukania filtrów znajduje zastosowanie wzór D. M. Minca i S. A. Szuberta [10, 18] wyrażony w postaci:

$$a = 102{,}67 \frac{d^{1{,}31}}{\eta^{0{,}54}} \cdot F(e,m) \; ; \left[\frac{dm^3}{s \cdot m^2} \right]$$

oraz zależność między ekspansją złoża e i porowatością m w postaci:

$$F(e,m) = \frac{(e+m_o)^{2,31}}{(e+1)^{1,77} \cdot (1-m_o)^{0,54}}$$

gdzie:

q — intensywność płukania, $\left[\frac{dm^3}{s, m^2}\right]$

d — średnica równoważna, [cm]

η — dynamiczny współczynnik lepkości, $\left[\frac{g}{cm \cdot as}\right]$

m — porowatość

m_o — porowatość początkowa

Wg autorów tego wzoru jest on słuszny tylko dla liczb Reynoldsa w zakresie $R_e = 0,9 \div 35,5$.

Bezkrytyczne stosowanie tego wzoru, jako że nie uwzględnia on w swej postaci wszystkich czynników mających niejednokrotnie istotny wpływ na efektywność płukania filtrów i został wyprowadzony przy określonych założeniach ($m_o = 40\%$) prowadzi w praktyce do występowania dużych trudności w eksploatacji filtrów. Ponadto głównym parametrem tego wzoru jest ekspansja złoża. Na podstawie licznych badań [1, 6, 7, 9, 12] należy stwierdzić, że ekspansja złoża, nie może być jedynym kryterium oceny efektywności płukania złóż filtracyjnych a zwłaszcza przy płukaniu z użyciem sprężonego powietrza. W filtrach zamkniętych natomiast jej kontrola jest ograniczona. D. M. Minc i S. A. Szubert [14] wykazali, że najczęściej przyjmowana do projektowania wartość ekspansji piasku równa 50% jako wskaźnik najefektywniejszego płukania filtrów, nie znajduje zastosowania przy płukaniu złóż o większym uziarnieniu oraz, że wielkość najefektywniejszej ekspansji zależy również od rodzaju wypłukiwanych osadów.

I. R. Baylis [3] płucząc złoże piaskowe o uziarnieniu $d_{max} = 2 \cdot 10^{-3}$m uzyskał najefektywniejsze płukanie przy ekspansji złoża w granicach (20÷25%).

R. L. Johnson i I. L. Cleasby [6] wypłukując osad wytrącony przy zmiękczaniu wody zakumulowany w złożu piaskowym o $d_{10} = 0,65 \cdot 10^{-3}$m uzyskali najlepszy efekt płukania przy (16÷18%) ekspansji. A. Amirtharajach [1] wypłukiwał osady żelaziste ze złoża niejednorodnego o wymiarze ziaren $d_{10} = 0,455 \cdot 10^{-3}$m oraz ze złoża jednorodnego o podobnym uziarnieniu. Najlepsze efekty płukania uzyskiwał przy 100% ekspansji złoża niejednorodnego. Należy tu zwrócić uwagę, że uzyskanie takich parametrów w praktyce jest nieekonomiczne i trudne ze względów technicznych. Ponadto należy stwierdzić, że w prowadzonych badaniach do określenia efektywnych parametrów płukania dokonywano pomiaru róż-

nych wielkości fizycznych. Badanie efektywności wypłukiwania osadów poprzez np. analizę mętności wody popłucznej, jako wymiar pośredni może prowadzić do niemiarodajnych wyników. Zmniejszenie intensywności płukania może doprowadzić do scementowania się złoża. Oczyszczane są wówczas tylko fragmenty wypełnienia filtru i popłuczyny szybko osiągają dopuszczalną mętność, mimo, że całe złoże nie jest wystarczająco wypłukane.

Bardziej miarodajne wyniki otrzyma się mierząc wielkości bezpośrednio związane z jakością wypłukania złoża jak np. wagowa analiza pozostałych po płukaniu zanieczyszczeń bądź przy powtarzalności cyklu filtracyjnego określenie wydajności filtru. Stopień oczyszczenia złoża filtrów można określić w sposób najwłaściwszy na podstawie pomiaru oporu płukania filtrów przy optymalnej intensywności i optymalnym czasie płukania. Jako skalę porównawczą można stosować opór wyznaczony na nowym złożu.

Bardzo istotny wpływ na dobór optymalnych parametrów płukania filtrów ma rodzaj wypłukiwanych osadów. Różnorodność ujmowanych wód, zmiany ich parametrów w ciągu roku oraz różne technologie uzdatniania tych wód powodują, że w praktyce złoża filtracyjne zakolmatowywane są osadami o różnych właściwościach fizyczno-chemicznych. Do czynników fizyko-chemicznych można zaliczyć m. in. wzajemne oddziaływanie między cząsteczkami zawiesin i powierzchnią ziaren, ściśliwość, lepkość. Wielkość sił wiązania pomiędzy cząstkami zatrzymanej materii a ziarnami złoża filtracyjnego mogą być dobrym parametrem do obliczenia efektywnej prędkości płukania lub wyboru odpowiedniego sposobu płukania. Osady zatrzymane w złożu filtracyjnym jedynie dzięki zjawiskom fizycznym będą dobrze wypłukiwane za pomocą samej wody (np. osady powstające przy odżelazianiu wody), natomiast jeżeli osady zatrzymane w złożu (np. osady powstałe w procesie zmiękczania wody) będą tam utrzymywane dzięki chemicznym siłom wiążącym (stosunkowo dużym), wówczas płukanie samą wodą może być niewystarczające. Dla otrzymania dobrych efektów trzeba wówczas stosować inne techniki płukania (np. z użyciem sprężonego powietrza). Mimo wielu prowadzonych prac badawczych [2, 4, 14] nt. wypłukiwania różnych osadów, nie można sformułować jednoznacznie odpowiedzi na pytanie: jak efektywnie płukać filtry zakolmatowane różną materią oraz jakie wielkości fizyczne bądź chemiczne zatrzymywanych osadów przyjąć jako parametry do obliczenia efektywnej intensywności płukania złóż filtrów pośpiesznych? Należy się również zastanowić nad wpływem technologii samego procesu filtracji na efekty płukania.

Tezę, iż skuteczność płukania zależy nie tylko od spulchnienia złoża lecz również od jego stanu „burzliwości", naprężeń jakie występują mię-

dzy jego ziarnami, wielkości sił hydrodynamicznych występujących w strumieniu wody płuczącej, charakterystyki materiału filtracyjnego oraz warunków flokulacji w złożu udowodniła H. Labijak [12].

Badano dwa rodzaje materiału filtracyjnego: piasek kwarcowy o gęstości $\delta_z = 2{,}65 \cdot 10^{-3}$kg/m^3, o współczynniku kształtu ziaren $\alpha = 1{,}17$ oraz węgiel antracytowy o gęstości $\delta_z = 1{,}65 \cdot 10^{-3}$kg/m^3 i o współczynniku kształtu ziaren $\alpha = 1{,}50$ o różnych zakresach uziarnienia. W celu osiągnięcia możliwie wysokiego stopnia uogólnienia otrzymanych wyników do opracowania wyników doświadczeń użyto parametrów bezwymiarowych. Spośród wielu wyznaczonych w tej pracy efektywnych parametrów płukania chcę zwrócić uwagę na część badań poświęconych pomiarowi intensywności zderzeń ziaren złoża N i moc strumienia płuczącego P.

Wartości N i P obliczono ze wzoru S. Kawamura [wg 12]:

$$P = V_p \cdot g\,(\delta_z - \delta) \cdot (1 - m)$$

oraz $N = K(1-m)^{5/2} \cdot V_p^{1/2}$

gdzie:

V_p — prędkość płukania (intensywność płukania), $\left[\frac{dm^3}{s,m^2}\right]$

g — przyśpieszenie ziemskie, $\left[\frac{m}{s^2}\right]$

δ_z — gęstość materiału filtracyjnego $\left[\frac{g}{cm^3}\right]$

δ — gęstość wody, $\left[\frac{g}{cm^3}\right]$

m — porowatość złoża fluidalnego

Stała K charakteryzująca dany układ jest określana zależnością:

$$K = \frac{12}{\alpha^2 \pi^2 d^3} \cdot \sqrt{\frac{(\rho_z - \rho) g}{\eta}}$$

gdzie:

δ — dynamiczny współczynnik lepkości $\left[\frac{g}{cm \cdot as}\right]$

α — współczynnik kształtu ziaren

d — wielkość ziaren złoża filtracyjnego, [cm]

Zmiany porowatości złoża w czasie płukania przyjęto zgodnie ze wzorem G. M. Faira:

$$m = \left(\frac{V_p}{V_s}\right)^{0{,}22}$$

który nie jest słuszny w całym zakresie liczby Reynoldsa i dla wszystkich materiałów filtracyjnych.

Analiza zmian wprowadzonych bezwymiarowych zależności

$$\frac{N}{N_{max}} + \frac{P}{P_{max}} = f\left(\frac{V_p}{V_s}\right) \quad \text{oraz} \quad \frac{N}{N_{max}} \cdot \frac{P}{P_{max}} = f\left(\frac{V_p}{V_s}\right)$$

gdzie N_{max} i P_{max} są odpowiednio maksymalnymi wartościami intensywności zderzeń i mocy strumienia pozwoliła określić optymalną prędkość płukania. Proponuje się przyjmować do projektowania procesu płukania filtrów pośpiesznych następujące wartości parametrów,

$$\frac{V_p}{V_s} = 0{,}17 \text{ dla złóż piaskowych}$$

$$\text{i} \quad \frac{V_p}{V_s} = 0{,}13 \text{ dla złóż antracytowych}$$

Interesującym może się okazać uzależnienie podanych parametrów od cech charakterystycznych wypłukiwanych osadów. Ciekawą sprawą jest powrót do czyszczenia złóż filtrów pośpiesznych przy użyciu sprężonego powietrza i małej ilości wody. Okazuje się bowiem, że płukanie samą wodą nie zawsze jest w stanie utrzymać czystość złoża. Podawana w polskiej literaturze [10] skuteczna intensywność płukania powietrzem — (1,0÷1,5m³/m² • min.), może być zbyt duża i powodować destabilizację złoża oraz zużycie dodatkowej ilości wody na właściwe ułożenie warstw w złożu. Przyjmując natomiast mniejsze intensywności przepływu powietrza rzędu (5,5÷8,5 dm³) (s • m²) można, jak wykazały badania [17] uzyskać dobry efekt płukania tylko górnej warstwy złoża. Toteż niektórzy eksploatatorzy widzieli większe korzyści w dodatkowym płukaniu powierzchniowym i prognozują jego ponowne wprowadzenie w nowych rozwiązaniach.

Płukanie przy pomocy powietrza może odbywać się wg kilku technik. W USA najbardziej rozpowszechniła się metoda polegająca na wstępnym płukaniu samym powietrzem (wzruszenie złoża) i dalszym płukaniu samą wodą z różnymi ekspansjami. Dobre efekty uzyskano stosując właśnie tę metodę do płukania złóż wielowarstwowych [5] oraz trudnych do usunięcia osadów powstałych przy oczyszczaniu wód przemysłowych [wg 12]. Powietrze może być również podawane łącznie z wodą. Zastosowanie odpowiedniej metody zależy od wielu czynników m. in. od rodzaju wypłukiwanych osadów oraz rodzaju złoża filtracyjnego. W świetle badań J. L. Cleasby i J. C. Lorenc'a [4], w których płukano piasko-

we złoże gruboziarniste o wymiarze czynnym $d_{10}=(2{,}0\div 2{,}5)\cdot 10^{-3}$m oraz złoże wielowarstwowe złożone z węgla, piasku i granatu, do oczyszczania ścieków, należy stwierdzić, że najbardziej efektywną metodą płukania grubych piasków filtracyjnych jest płukanie wodą bez fluidyzacji, ale ze wstępnie doprowadzonym powietrzem. Do oczyszczania złóż wielowarstwowych dobrą okazała się metoda polegająca na wstępnym doprowadzeniu powietrza, po którym płukano złoże wodą z fluidyzacją oraz płukanie powierzchniowe przed lub w czasie płukania wodą z fluidyzacją. Największe wymieszanie warstw złoża występowało przy jednoczesnym płukaniu wodą i powietrzem.

Porównanie dwóch sposobów płukania, tylko wodą i przy użyciu mieszaniny wodno-powietrznej uzyskanej w strumienicy wg patentu E. Młotkowskiego [15] przeprowadzili S. T. Kołaczkowski i H. Labijak [8]. Przeprowadzono analizę porównującą technologiczne i ekonomiczne aspekty płukań tymi sposobami. Do oceny efektów płukania zastosowano niezbyt trafnie kryterium całkowitych strat ciśnienia w złożu na początku cyklu filtracyjnego. Wielkość tych strat zależy bowiem nie tylko od stopnia wypłukania złoża, ale również, jak wykazały badania, były wynikiem zmian geometrycznej struktury złoża. Wartość otrzymanych wyników umniejsza fakt, że proces kolmatacji złóż nie był prowadzony w sposób ciągły. Nie przeszkodziło to jednak w sformułowaniu ciekawych wniosków. Stwierdzono intensywne czyszczenie ziaren złoża podczas płukania mieszaniną wodno-powietrzną. Nie zawsze jest to wskazane ze względów technologicznych z uwagi na ewentualne niszczenie wszystkich aktywnych chemicznie związków żelaza i manganianu. Płukanie mieszaniną wodno-powietrzną może być stosowane dla wysokich jednorodnych złóż filtracyjnych i dla większych wymiarów „ziaren" osadów zatrzymanych w złożu.

W celu kompleksowego rozwiązania zagadnienia płukanie filtrów należałoby przeprowadzić oddzielne badania w zakresie stosowanych rozwiązań układów rozdzielających i zbierających wodę popłuczną. Drenaż filtrów pośpiesznych powinien zapewnić 95% równomierności rozdziału wody. W praktyce często nie zachowuje się tego warunku co w konsekwencji doprowadza do niewymywania fragmentów złoża filtracyjnego. Zaleganie przez dłuższy czas osadów powstałych przy filtrowaniu wód powierzchniowych może powodować ich zagniwanie. Nowością w systemie odprowadzającym wody popłuczne jest polski patent [16], w którym zaproponowano odbieranie wiszących i nierozbitych w czasie płukania kłaczkowatych osadów za pomocą ruchomych urządzeń.

Przytoczone próby rozwiązania kompleksu zagadnień związanych z regeneracją złóż filtracyjnych świadczą o dużej złożoności poruszonego problemu. W celu dokładniejszego rozwiązania tego zagadnienia, koniecz-

na jest intensyfikacja prac badawczych w tym kierunku oraz szersze ich propagowanie.

Powyższe rozważania nie wyczerpują tematu a rozwiązanie poruszanych problemów mogą i mają dać doświadczenia.

LITERATURA

[1] Amirtharajach A. — *Optimum Backwashing of Sand Filters.* Proccеding of the ASCE, Jaurnal of the Envirommental Engineering Division, EE5, Oct. 1978, s. 917—932.

[2] Balachowska J., Lewandowska M. — *Badania zanieczyszczenia złóż filtracyjnych.* Materiały konferencyjne na VIII Krajową Konferencję Nauk.-Techn. nt. *Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi,* Poznań, 1982.

[3] Baylis I. R. — *Nature and Effects of Filter Backwashing I.A.W.W.A.*, Jan. 1959, s. 126—156.

[4] Cleasby J. L.; Lorence I. C. — *Effectiveness of Backwashing for Wastewater Filters.* Proc. ASCE, Jaurnal of the Environmental Engineering Division, EE4, Aug. 1978, s. 749—765.

[5] Cleasby I. L., Woods C. F. — *Intermixing of Dual Media and Multi-Media Granular Filters.* I.A.W.W.A., Apr. 1975, s. 197—203.

[6] Johnson R. L., Cleasby I. L. — *Effect of Backwash on Filter Effluent Quality.* Proc. ASCE. Journal of the Sanit. Eng. Div., SA1, Feb. 1966, s. 215—228.

[7] Kołaczkowski S. T., Labijak H. — *Intensywność płukania filtrów.* GWTS, N°3, 1979, s. 70—73.

[8] Kołaczkowski S. T., Labijak H. — *Porównanie dwóch sposobów płukania filtrów wodociągowych.* Zeszyty Naukowe nr 51, WSI w Zielonej Górze, 1978.

[9] Kołaczkowski S. T., Tetzlaw H. — *Parametry płukania.* Materiały z Konferencji Naukowo-Technicznej pt. *Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi,* NOT-PZITS, Poznań, 1971.

[10] Kowal A. L. — *Technologia wody. Arkady,* Warszawa, 1977.

[11] Kowal A. L., Sozański M. — *Podstawy doświadczalne systemów oczyszczania wód.* Politechnika Wrocławska, Wrocław, 1977.

[12] Labijak H. — *Ocena efektywności płukania złóż filtracyjnych.* Rozprawa doktorska. Poznań, 1982.

[13] Labijak H. — *Analiza procesu płukania filtrów pośpiesznych.* GWTS, N°9, 1976, s. 264—268.

[14] Minc D. M., Subert S. A. — *Gidravlika zernistych materialov.* Izd. Min. Kom. Choz. R.S.F.S.R., Moskva, 1955.

[15] Młotkowski E. — *Nowy sposób płukania filtrów.* Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Sanitarnej i Wodnej Politechniki Wrocławskiej, Nr 13, Seria: Mongrafie Nr 2, Wrocław, 1971.

[16] Patent nr 90815, z 26.III.1974 na wynalazek: *Urządzenie do doprowadzania wody popłucznej z filtru.* Właściciel: Politechnika Poznańska. Autor: prof. dr St. T. Kołaczkowski.

[17] Short C. S. — *Backwashing Rapid Gravity Filters.* Britisch Water Supply, N°1, 1974, s. 24—27.

[18] *Wodociągi i Kanalizacja.* Poradnik. Arkady. Warszawa, 1971.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74

NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Zbigniew Hrynkiewicz

ROZWÓJ I STAN CENTRALNEGO ZAOPATRZENIA W WODĘ M. ZIELONA GÓRA ZMIANA TECHNOLOGII UZDATNIANIA WODY

Streszczenie

Zmiana jakości wód ujmowanych do celów wodociągowych w czasie eksploatacji ujęć zmussza często do zmiany technologii ich uzdatniania. Przyczyny i skutki takiego zjawiska omówiono na przykładzie centralnego zaopatrzenia w wodę m. Zielona Góra. Omówiono zakres modernizacji ciągu technologicznego uzdatniania wody i związanych z tym inwestycji.

W okresie rozwoju przemysłu i postępującej urbanizacji, zabezpieczenie dostawy wody do picia w odpowiednich ilościach i dobrej jakości stwarza w wielu miejscowościach duże trudności. Ciągle pogarszający się stan czystości kurczących się zasobów dyspozycyjnych wody zarówno powierzchniowych jak i podziemnych stwarza konieczność ciągłego inwestowania aby zabezpieczyć zaopatrzenie na wodę do picia. W przypadku omawianego wodociągu jego rozbudowa oraz zmiana technologii uzdatniania wody podyktowana była rozwojem miasta i pogorszeniem się jakości ujmowanej wody w czasie eksploatacji ujęcia wód podziemnych.

Rozwój wodociągu

Po długotrwałych badaniach lokalizacja Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie k/Zielonej Góry została ustalona w latach 60-tych. Do chwili oddania do eksploatacji I etapu ujęcia w 1966 r., miasto zaopatrywane było w wodę ze studni rozmieszczonych na terenie miasta. Część z nich eksploatowana jest nadal. Ujęcia wody podziemnej położone jest w pradolinie rzeki Odry na tarasach akumulacyjno-erozyjnych wyniesionych na 50÷55 m n.p.m. Skład chemiczny wody przed rozpoczęciem eksploatacji na terenie ujęcia był zróżnicowany. W pobliżu Odry zawartość związków żelaza i manganu w wodzie przekraczała obowiązujące normy i wynosiła: 5,8÷10,3 mg Fe/dm^3 i 1,8÷3,2 mg Mn/dm^3 oraz 6÷70 mg/dm^3 siarczanów. W rejonie obecnie eksploatowanych studni woda nie budziła

Mgr inż. Zbigniew Hrynkiewicz — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze

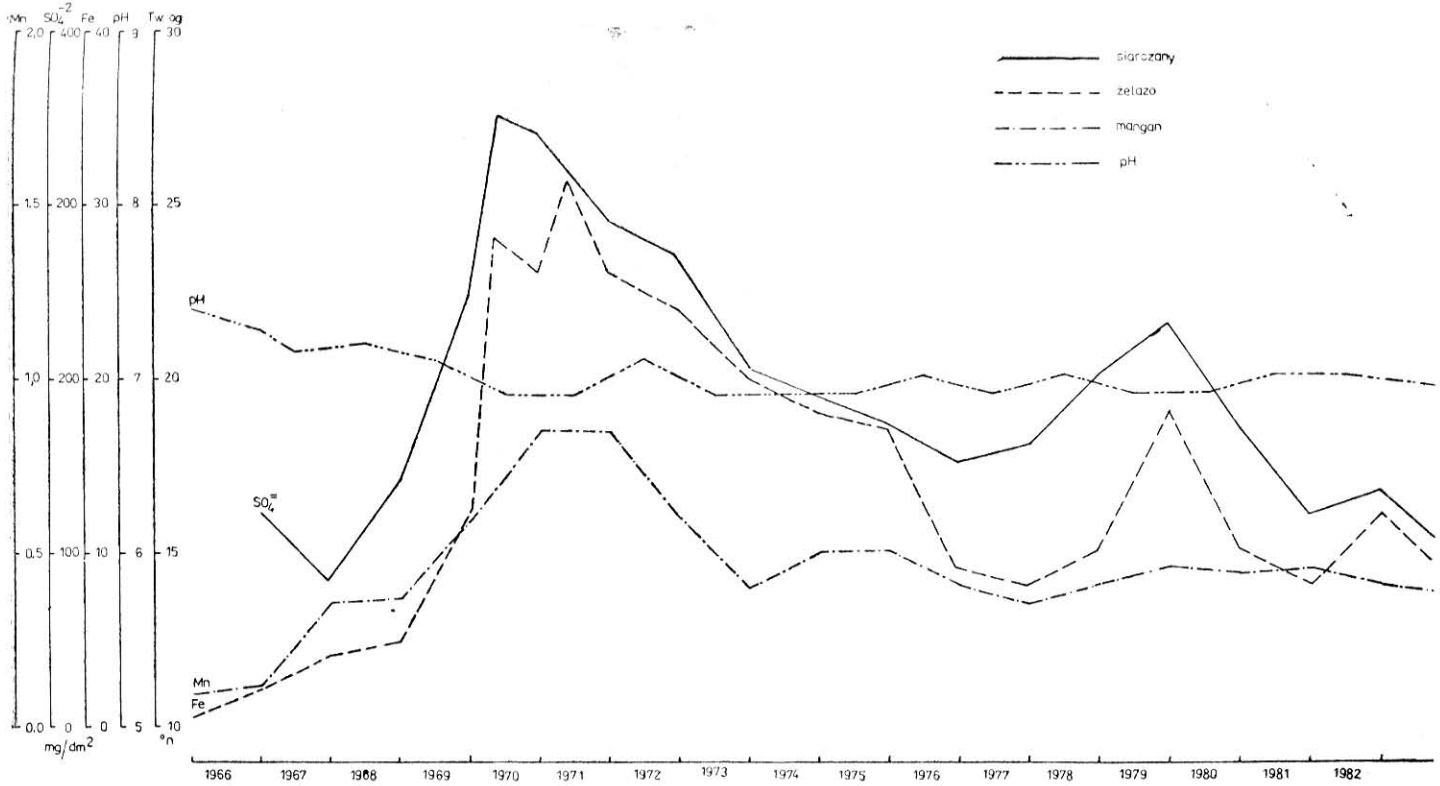
zastrzeżeń. Analizy wykazały 0,3÷0,6mg/dm³. Fe 0,06÷0,15 mg Mn/dm³, a siarczanów 9÷25 mg/dm³. Po oddaniu I etapu ujęcia podawano wodę do miasta bez uzdatniania. Fakt ten spowodował przyśpieszenie budowy stacji uzdatniania wody, którą oddano do eksploatacji w grudniu 1968 r. Zdolność produkcyjna stacji wynosiła wówczas 16,5 tys. m³/d. Proces uzdatniania polegał na napowietrzeniu otwartym w urządzeniach wyposażonych w dysze białostockie, przetrzymaniu w zbiorniku w czasie 0,5 h, filtracji przez złoże piaskowe na filtrach pośpiesznych oraz chlorowaniu wody uzdatnionej. W skład ujęcia wchodzą obecnie 22-e studnie o głębokości od 13 do 33 m czerpiące wodę z czwartorzędu za pomocą 2 lewarów do studni zbiorczej. Ze studni zbiorczej woda pompowana jest rurociągiem ∅ 500 do Stacji. Maksymalna wydajność ujęcia wody podziemnej wynosi 18 tys. m³/d wody podziemnej.

Zmiana jakości wody

Od chwili rozpoczęcia eksploatacji ujęcia jakość wody zaczęła się stopniowo pogarszać. Wskaźniki mineralizacji wody w studni zbiorczej przedstawiono na rys. 1. Gwałtowny wzrost zawartości żelaza w wodzie notuje się od marca 1970 r. W maju 1970 r. stwierdzono już 24÷28 mg Fe/dm³, 0,8÷1,0 mg Mn/dm³, siarczanów 350 mg/dm³, a w niektórych studniach więcej. Obecnie skład wody jest następujący: 9÷13 mg Fe/dm³, 0,8÷1,1 mg Mn/dm³ i 60÷70 mg/dm³ siarczanów. Zmiana jakości wody spowodowana została eksploatacją, która przyczyniła się do powstawania lejów depresyjnych wokół studni, obniżenie zwierciadła wody, zmiany kierunków przepływów czyli reżimu hydrogeologicznego. Na całym obszarze obserwuje się występowanie niewielkich obszarów pozbawionych warstwy izolacyjnej co ułatwia kontaktowanie się wód powierzchniowych z podziemnymi oraz duże zróżnicowanie zawartości żelaza w wodzie na stosunkowo małej powierzchni. Uwarunkowane to jest istnieniem zmiennej miąższości utworów madowo-torfiastych na stosunkowo małym obszarze, jak również zmiennym składem mineralogicznym oraz zróżnicowaną zawartością związków organicznych na tym terenie. Pochodzenie żelaza związane jest z utlenieniem pirytu występującego w skałach osadowych. Reakcja przebiega następująco:

$$2\ FeS_2 + 7\ O_2 + 2\ H_2O = 2\ FeSO_4 + 2\ H_2SO_4$$

Tlen niezbędny do przebiegu reakcji dostaje się wraz z przesiąkającą wodą oraz w wyniku zwiększenia się strefy aeracji spowodowanego obniżeniem zwierciadła wody. Powstający przy tym kwas siarkowy obniża pH wody powodując wydzielanie się dwutlenku węgla.



Rys. 1. Wskaźniki mineralizacji wody podziemnej

Zmiana technologii uzdatniania wody

Omówiona technologia zakładała obniżenie zawartości żelaza z 8 mg Fe/dm³ do wielkości normatywnej. Przez okres jednorocznej eksploatacji, mimo wahań ilości żelaza w wodzie surowej od 6,0 do 12 mg/dm³ stwierdzono pełną sprawność funkcjonowania stacji uzdatniania, nawet przy zawartości żelaza do 15 mg/dm³. Przy większych ilościach żelaza dysze w hali napowietrzania zatykały się, co powodowało słabsze rozpryskiwanie wody, odkwaszenie i natlenienie. Stopień napowietrzania wynosił 60%. W wodzie pozostawały jednak znaczne ilości żelaza dwuwartościowego. Skrócił się również cykl filtracji. Przy filtracji przez złoże piasku $d_{10}=0{,}65$ i $d_{60}=1{,}25$ zawartość żelaza w wodzie przekraczała wartości normatywne. Najdłuższe cykle filtracyjne od 18 do 23 godzin uzyskiwano z zachowaniem dobrej jakości filtratu na złożu o $d_{10}=1{,}00$ i $d_{60}=1{,}50$. W tych warunkach stacja uzdatniania podawała do sieci wodociągowej wodę o zawartości żelaza i manganu znacznie przekraczających wartości normatywne. Zrezygnowano więc z dalszej rozbudowy ujęcia wód podziemnych, którego docelowa produkcja miała wynosić 44 tys. m³/d. Wybudowano nowe ujęcie wód powierzchniowych z rzeki Obrzycy w Sadowej, które przewidziano do ujmowania 96 tys. m³/d wody. Jest to maksymalna dopuszczalna ilość wody, jaką można ująć z tej rzeki. Obecnie ujmuje się około 43 tys. m³/d tej wody. Wodę przetłacza się rurociągiem ∅ 800 o długości 10 km z przejściem syfonowym pod rz. Odrą do Stacji Uzdatniania Wody w Zawadzie. Wybudowano dwa akcelatory o średnicy 24 m każdy, budynek do magazynowania i przyrządzania mleka wapiennego oraz budynek chlorowni. Wyłączono z eksploatacji urządzenia napowietrzające. Nowy wodociąg został przebudowany i oddany do rozruchu w grudniu 1975 r. i w tej postaci istnieje do dnia dzisiejszego. Obecnie trwa trzeci etap rozbudowy wodociągu, w którym realizowane są następujące inwestycje: nowa hala filtrów piaskowych o powierzchni 360 m² oraz filtrów węglowych o powierzchni 240 m², cztery akcelatory oraz laguny na osady z akcelatorów i wód popłucznych. Przy przebudowie proces uzdatniania uległ zasadniczej zmianie. Źródłem zasilania obecnego wodociągu jest dotychczas eksploatowane ujęcie wody podziemnej oraz nowe ujęcie wody powierzchniowej. Woda powierzchniowa mieszana jest z wodą podziemną w stosunku 3:1, tak aby zawartość żelaza wynosiła 3 mg/dm³. Mieszana woda doprowadzana jest do akcelatora, w którym w dolnej części doprowadzana jest woda chlorowa, a w górnej komorze reakcji mleko wapienne. Po utlenieniu związków żelaza i wytrąceniu wodorotlenków w postaci zawiesiny, których sedymentacja następuje w zewnętrznej komorze reaktora, wstępnie oczyszczona woda spływa grawitacyjnie na filtry pośpieszne. Po przefiltrowaniu woda zostaje

dochlorowana i spływa do zbiornika wody czystej. Proces technologiczny wodociągu w Zawadzie oparty na mieszaniu dwóch rodzajów wód, zakłada wykorzystanie nadmiaru żelaza w wodzie podziemnej jako czynnika koagulacyjnego. Jest to rozwiązanie na pewno ekonomiczne, nowatorskie, jednak stwarzające szereg trudności w eksploatacji i to z wielu powodów. Taki sposób koagulacji można z łatwością stosować w laboratorium, natomiast w skali technicznej jest trudniejszy do opanowania. Najważniejszy problem to zmienność składu wody rzecznej (tabela 1) i

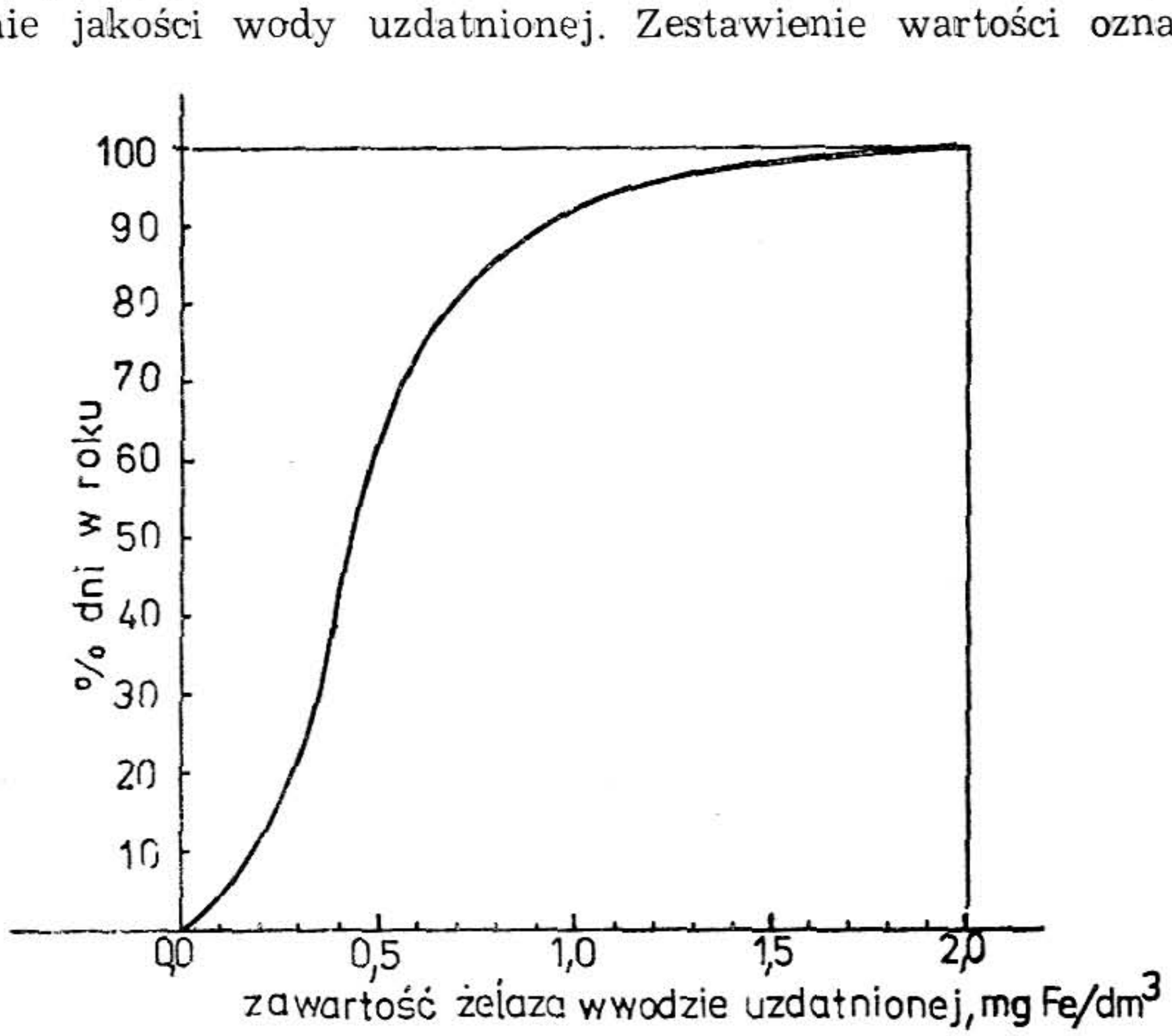
Tabela 1

ZESTAWIENIE ŚREDNICH WARTOŚCI OZNACZEŃ WODY SUROWEJ POWIERZCHNIOWEJ W LATACH 1975—1982

Oznaczenia	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
Mętność mg SiO_2/dm^3	5	8	15	10	8	10	11	12
Barwa mg Pt/dm^3	40	30	70	35	30	35	40	36
Zapach	z3R	z3R	z3G	z3R	z3R	z3R	z3R	z3R
Odczyn pH	7,8	7,9	7,4	7,6	7,6	7,7	7,6	7,8
Zasadowość $mVal/dm^3$	3,1	3,2	3,7	3,2	3,3	3,7	3,4	3,5
Chlorki mg Cl/dm^3	32	32	28	33	35		27	36
Utlenialność mg O_2/dm^3	9,4	9,2	18,0	10,4	9,6	8,2	10,8	11,3
Siarczany mg SO_4/dm^3	56	69	57	59	56	76	63	69
Tlen rozpuszczony mg O_2/dm^3	8,2	9,1	2,2	7,6	5,6	8,6	5,4	7,7

dodatkowo, zmienna zawartość związków żelaza w wodzie podziemnej. Wahania te wynoszą obecnie 9÷13 mg Fe/dm^3 wody. W razie potrzeby dodawać trzeba by było siarczan żelazawy. Każde zaburzenie w pracy akcelatorów powoduje zażelazienie wody czystej. Technologia ta wymaga stałego dawkowania mleka wapiennego dla utrzymania optymalnego odczynu wody. Niedomiar jak i nadmiar wapna działa negatywnie na sprawność procesu koagulacji. Nie można stosować stałej dawki wapna jeżeli skład chemiczny wody ulega ciągłym zmianom. Dokładne dawkowanie mleka wapiennego mimo dużych wysiłków obsługi jest trudne, gdyż wapno techniczne zawiera nieraz do 30% i więcej zanieczyszczeń ziarnistych. Mleko wapienne zawiera też zawiesinę $Ca(OH)_2$, która łatwo sedymentuje co utrudnia utrzymanie stałego stężenia mleka. W takich przypadkach należałoby stosować wapno w postaci wody wapiennej. Skład chemiczny i biologiczny wody rzecznej ulega zmianie nie tylko w czasie wiosennych roztopów ale i w czasie każdego ulewnego deszczu, w czasie każdej powodzi, zmiany nieraz następują z godziny na godzinę. Wstępne chlorowanie w przypadku omawianej technologii ma

na celu utlenienie jonów żelazawych na żelazowe, które są lepszymi koagulantami. Ponadto wstępne chlorowanie wody wpływa dodatnio na obniżenie barwy, utlenialności, usunięcie manganu, utlenianie rozmaitych substancji organicznych oraz dezynfekuje wodę. Utlenianie żelaza może zachodzić gdy w wodzie jest wolny chlor. W przypadku wody rzecznej o zmiennym składzie chemicznym, a więc i o zmiennym zapotrzebowaniu chloru może się zdarzyć, że czynnego chloru zabraknie. Niecałkowite utlenienie związków żelaza dwuwartościowego i niecałkowite wytrącenie się związków żelaza powoduje przedostawanie się tych związków do sieci wodociągowej. Dla otrzymania więc wody o dobrej jakości trzeba by niemal z komputerową szybkością i dokładnością na podstawie nieustannych pomiarów zawartości żelaza i efektów koagulacji ustalać stosunek wód podziemnych do powierzchniowych, dawkę koagulantu, wapna, chloru, ustalać czas reakcji itd. Dla uzyskania większej stabilności procesu koagulacji stosuje się obecnie siarczan glinu. Uzyskuje się przy tym lepsze efekty. Koagulat ten zakład otrzymuje jako nadwyżkę produkcyjną stąd istnieje często konieczność uruchamiania instalacji do dawkowania mleka wapiennego, niekiedy na kilkadziesiąt godzin. Taka przymusowa, krótkotrwała zmiana technologii ma bardzo ujemny wpływ na efekt pracy głównie akcelatorów i filtrów, a w konsekwencji na pogorszenie jakości wody uzdatnionej. Zestawienie wartości oznaczeń w



Rys. 2. Krzywa sumowa zawartości żelaza w wodzie uzdatnionej w 1983 r.

Tabela 2

ZESTAWIENIE ŚREDNICH WARTOŚCI OZNACZEŃ W WODZIE UZDATNIONEJ PRZY ZASTOSOWANIU RÓŻNYCH KOAGULANTÓW

Oznaczenie	Siarczan żelazawy + wapno	siarczan glinu
Barwa mg Pt/dm³	25	9
Zapach	z3S	z3S
Żelazo og. mg Fe/dm³	1,3	0,3
Odczyn pH	8,3	6,9

wodzie uzdatnionej przy zastosowaniu różnych koagulantów przedstawia tabela 2. Stacja zużywa obecnie około 1200 kg/d siarczanu glinu lub 6000 kg/d wapna oraz 240 do 400 kg/d chloru.

Inne trudności eksploatacyjno-techniczne

Oprócz wypisanych wyżej kłopotów eksploatacyjnych wodociąg posiada wiele problemów natury technicznej. Przede wszystkim należy podkreślić, że parametry pracy większości urządzeń technologicznych przekraczają wartości założone przy projektowaniu. Złe rozwiązanie urządzeń spustowych (małe średnice przewodów) stwarza duże trudności z odprowadzeniem osadu nadmiernego z akcelatora. Raz na kwartał akcelator wyłącza się z eksploatacji i czyści. Jeden z budowanych obecnie akcelatorów stanowić ma obiekt badawczo-eksploatacyjny z dodatkowym wyposażeniem. Jego zadaniem będzie sprawdzenie zaprojektowanego akcelatora z wybranego typoszeregu co pozwoli na zunifikowanie całego szeregu akcelatorów. Kompleksowych badań działania akcelatorów dotychczas nie przeprowadzono. W projektowanym akcelatorze niektóre rozwiązania są prototypowe. Należą do nich pompa-mieszadło, bezstopniowa regulacja obrotów pompy-mieszadła, zmienny zakres wydajności akcelatora. Eksploatacja filtrów również stwarza wiele kłopotów. Przy obecnej wydajności stacji średnio 50.000 m³/d prędkość filtracji wynosi ponad 10 m/h przy projektowanej 7,5 m/h. Skrócenie cyklu filtracyjnego spowodowało konieczność częstego płukania filtrów. Filtry płukane są wodą mieszaną ze studni i wodą uzdatnioną, która magazynowana jest w zbiorniku górnym o pojemności 500 m³. Intensywność płukania maleje w czasie płukania na skutek obniżania się zwierciadła wody w zbiorniku, a ekspansja wynosi tylko kilka procent. Intensywność i czas płukania ograniczony jest ilością wody popłucznej. Przed płukaniem wodą złoże wzruszane jest sprężonym powietrzem przez około 3,0 min. Przy stosowaniu wodorotlenku żelazowego napotyka się w

procesie filtracji wody na większe trudności niż przy wodorotlenku glinowym, gdyż wodorotlenek żelazowy przenika w głąb złoża filtracyjnego i jest trudniejszy do wypłukania. Nie sprawdził się też drenaż szczelinowy zbudowany z żelbetowych beleczek. Niezbyt dokładne wykonanie tych beleczek oraz ich przesuwanie się uniemożliwia utrzymanie żądanej szerokości szczelin na całej długości przestrzeni międzydennej, a przy płukaniu następuje nierównomierny rozdział wody na całą powierzchnię złoża. Powstają strugi wody płuczącej i pozostają miejsca źle wypłukane. Duże ilości żelaza w wodzie podziemnej oraz charakter geologiczny terenu ujęcia stawarzają dogodne warunki dla rozwoju bakterii żelazistych głównie Gallionella sp. i Siderocapsa sp. Bakterie te nieszkodliwe z punktu widzenia epidemiologicznego są uciążliwe dla techniki ujmowania tych wód. Produkty ich metabolizmu wpływają niekorzystnie na własności organoleptyczne wody. Na skutek odkładania się w strefie zafiltrowania osadów, wytrąconego z wody żelaza na drodze biologicznej, zmniejsza się wydajność otworów studziennych. Stosunkowo duże ilości żelaza w wodzie uzdatnionej sprzyjają rozwojowi bakterii żelazowych w rurociągach i sieci wodociągowej, w wyniku czego następuje jej zarastanie. Wskutek zmniejszenia się średnicy czynnej ruociągów oraz zmiany szorstkości ścianek, wzrastają straty ciśnienia w sieci wodociągowej, a w konsekwencji pękanie rurociągów.

Podsumowanie

Przy stosowaniu siarczanu glinu uzyskuje się praktycznie jego mieszaninę z siarczanem żelazawym. Podczas koagulacji koloidowy wodorotlenek glinowy adsorbowany jest przez wodorotlenek żelazowy i następuje ich wspólne kłaczkowanie i wytrącanie. Przy stosowaniu koagulantu mieszanego barwę wody usuwa się lepiej niż przy użyciu soli żelaza i wapna. Uzyskuje się lepsze wyniki przy niskich temperaturach wody, daje lepsze efekty w szerszym zakresie pH, a powstająca zawiesina opada szybciej ze względu na większy ciężar właściwy. Powstające osady zatrzymane w złożu filtracyjnym są łatwiej odpłukiwane biorąc jako kryterium mętność wody w końcowym etapie płukania. Rozpoczęta realizacja III etapu rozbudowy ujęcia pozwala wyrażać nadzieję na poprawę jakości wody dostarczanej dla mieszkańców Zielonej Góry. Urządzenia nie będą przeciążone jak w chwili obecnej co umożliwi lepsze sterowanie ich pracą. Wiele czynności zostanie zautomatyzowanych. Spełniony musi być też warunek zasadniczy, tj. ochrona sanitarna zlewni rz. Obrzycy. Należy również powstrzymać degradację wód rzeki Obrzycy przez wybudowanie bądź szybkie zakończenie rozpoczętych oczyszczalni ścieków w zlewni tej rzeki.

LITERATURA

[1] Kowal A. L. — *Badania nad usuwaniem żelaza i manganu z wody w procesach jej oczyszczania dla celów wodociągowych.* Zeszyt Naukowy Politechniki Wrocławskiej, nr 213, Wrocław 1969.
[2] Kowal A. L. — *Technologia wody.* Arkady, Warszawa 1977.
[3] Kucharczyk J., Moniuszko *A.* — *Oczyszczanie wód i ścieków przemysłowych metodą koagulacji.* W.N.T., Warszawa 1967.
[4] Praca Zbiorowa — *Opinia o stopniu zasiedlenia mikroorganizmami żelazistymi studni ujęcia wodociągowego w Zawadzie.* I.K.S., Poznań 1977 r.
[5] Praca Zbiorowa — *Badania jakościowe dla ustalenia przyczyn i wielkości zanieczyszczeń wód podziemnych w rejonie Zawada,* I.K.S., Poznań 1972.
[6] Błażejewski M., Zerbe J. — *Badania technologiczne nad poprawą efektów uzdatniania wody na wodociągu Zawada k/ Zielonej Góry.* I.G.K., Poznań 1972.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Magdalena Graczyk
Zofia Sadecka
Zbigniew Hrynkiewicz

OSAD CZYNNY W MAŁEJ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW NA PRZYKŁADZIE OCZYSZCZALNI DLA MASARNI WSS „SPOŁEM" W LUBSKU

Streszczenie

Analiza technologiczna dokumentacji projektowej oczyszczalni ścieków dla masarni wykazała szereg błędów uniemożliwiających uruchomienie oczyszczalni. Wskazano istotne elementy oczyszczalni, które muszą ulec przebudowie oraz rozwiązanie alternatywne przy zastosowaniu osadnika fermentacyjnego i odpowiedniego złoża i płynące stąd korzyści.

Zusammenfasung

Auf Grund einer technologischen Analyse wurden mehrere Fehler in dem Entwurf einer Kläranlge für Fleischerei, die negativ (entscheidend auf die Möglichkeit der Inbetriebnahme der Kläranlage einwirken, festgestellt. Es wurden alle wesentlichen Elemente der Kläranlage, die umgebaut werden müssen und eine alternative Lösung der Abwasserreinigung mittels eines durchflossenen Faulraums mit anschliessendem Tropfkörper und Vorteile dieser Lösung, gezeigt.

1. Ogólna charakterystyka ścieków

Głównym składnikiem odpływów z zakładów przemysłu mięsnego są ścieki powstające z samego uboju, oprawiania zabitych zwierząt tj. ściągania skóry połączonego przy uboju świń z procesem odwłosienia, ćwiartowania, opróżniania i płukania przewodu pokarmowego. W dużych zakładach oprócz ścieków poprodukcyjnych powstają dość znaczne ilości ścieków sanitarnych odprowadzane z budynków administracyjnych, natrysków, warsztatów i chłodni. Ilość ścieków przeliczona na sztuki zabitych zwierząt waha się w szerokich granicach w zależności od typu i wielkości zakładu. Przeciętne ilości ścieków w przeliczeniu na 1 t mięsa mieszczą się w granicach 4,7—7,2 m^3 [1] (patrz tab. 1). Ścieki z przetwórstwa mięsnego powinny być przed odprowadzeniem do odbiornika oczyszczone przy czym niezbędny stopień oczyszczenia ścieków powinien ustalić projektant przed przystąpieniem do prac projektowych. Odprowadzenie ścieków nieoczyszczonych spowodowałoby wiele niekorzys-

Dr inż. Magdalena Graczyk, mgr inż. Zofia Sadecka, mgr inż. Zbigniew Hrynkiewicz — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze

Tabela 1

SKŁAD ŚCIEKÓW Z POLSKICH ZAKŁADÓW PRZEMYSŁU MIĘSNEGO [1]

Charakterystyka ścieków	Zakłady			
	1	2	3	4
	rzeźnia i smalcownia	rzeźnia wędliniarnia, smalcownia, chłodnia	rzeźnia wędliniarnia smalcownia produkcja konserw	wędliniarnia
Sucha pozostałość, mg/dm³	4730	3824	3970	12382
Zawiesiny, mg/dm³	2900	1415	1030	1293
Chlorki (Cl), mg/dm³	518	263	974	5684
Tłuszcze, mg/dm³	400	200	335	290
Azot organiczny (N), mg/dm³	300	170	507	280
Azot albuminowy (N), mg/dm³	111	27	97	100
BZT_5 (O_2), mg/dm³	1213	655	850	1880
Odczyn, pH	6,6	7,21	7,65	6,52
Ilość ścieków, m³/t mięsa	4,7	6,6	7,2	4,7
Przerób mięsa, t/d	123,1	112,7	47,4	19,2
Ilość zbadanych próbek	52	62	50	52

tnych zjawisk w odbiorniku, a przede wszystkim silne zużywanie rozpuszczonego w wodzie tlenu pobieranego przez mikroorganizmy na procesy mineralizacji związków organicznych zawartych w ściekach. Walory estetyczne odbiornika uległyby także zdecydowanie obniżeniu na skutek zanieczyszczenia wody ciałami pływającymi jak tłuszcze, odchody zwierzęce, włosie i szczecina. Istotną sprawą jest też możliwość zakażenia wód odbiornika bakteriami chorobotwórczymi pochodzenia zwierzęcego i pasożytami jelitowymi zwierząt.

Te wyżej opisane zjawiska można wyeliminować kierując ścieki produkcyjne z zakładów przetwórstwa mięsnego na oczyszczalnie. Należy tutaj podkreślić na oczyszczalnię właściwie zaprojektowaną, wykonaną i eksploatowaną, gdyż tylko spełnienie tych trzech warunków umożliwia otrzymanie końcowego, korzystnego i pożądanego dla odbiornika efektu.

Niestety zdarzają się przypadki niewałściwych rozwiązań w tym zakresie o czym świadczy poniżej przedstawiony przykład oczyszczalni ścieków dla masarni w Lubsku.

2. Charakterystyka gospodarki wodno-ściekowej i profilu produkcyjnego zakładu w Lubsku

Na terenie zakładu znajdują się następujące budynki: produkcyjny, administracyjny, pomieszczenia dla bydła i trzody przeznaczonej do uboju oraz stacja transformatorowa.

W budynku produkcyjnym znajdują się:
— hala uboju,
— hala rozbioru mięsa,
— hala produkcji wędlin,
— magazyn wyrobów gotowych,
— wystudzarnia wędlin,
— dojrzewalnia wędlin,
— chłodnia-peklownia,

Aktualnie miesięczna produkcja waha się w granicach 65—70 ton, w tym 65% stanowią wędliny, a 35% mięso. Globalna produkcja masarni w 1980 r. wynosiła 780 ton, w roku 1981 około 600 ton i w roku 1982 około 900 ton.

Potencjalne możliwości produkcyjne masarni w przeliczeniu na czysty żywiec wynoszą 5 t/dobę w tym:
— wędliny 1,40 tony,
— mięso 3,25 tony,
— podroby 0,35 tony.

Aktualnie masarnia zatrudnia 35 osób w tym:
— pracownicy administracyjni 4 osoby,
— pracownicy produkcyjni 25,
— palacze 2
— portierzy 3
— konserwator 1.

Masarnia jest zaopatrywana w wodę z miejskiej sieci wodociągowej w systemie otwartym tzn. że prawie cała ilość wody dostarczonej do zakładu jest odprowadzana w postaci ścieków do rzeki Lubicy. Woda w zakładzie jest zużywana przede wszystkim na cele technologiczno-produkcyjne, chłodnicze oraz bytowo-gospodarcze. Ponadto jest zużywana na utrzymanie czystości w halach produkcyjnych i na terenie zakładu. Ogólne roczne zużycie wody w masarni w ostatnich latach określone na podstawie odczytów wodomierzy przedstawia się następująco:

1979 rok — 16740 m^3
1980 rok — 18816 m^3
1981 rok — 13800 m^3

Wielkości średniego dobowego zużycia wody w latach 1979—81 przedstawiają się następująco:

1979 rok — 57,3 m^3/d
1980 rok — 68,4 m^3/d
1981 rok — 51,8 m^3/d

Na podstawie znanej wielkości produkcji w latach 1980—81 obliczono wskaźniki zużycia wody odniesione do jednostki produkcji.
Wynoszą one:

1980 rok — 24,1 m^3/t
1981 rok — 23,0 m^3/t

a więc są około 6-krotnie większe od podawanych w literaturze.

Średnie dobowe ilości ścieków odprowadzanych z zakładu w ostatnich trzech latach przedstawiają się następująco:

1979 rok — 64,4 m^3/d
1980 rok — 75,0 m^3/d
1981 rok — 59,2 m^3/d

Zestawione ilości ścieków sanitarnych i produkcyjnych zawiera tab. 2, a zestawienie wyników analiz ścieków tab. 3

Tabela 2

ZESTAWIENIE ILOŚCI ŚCIEKÓW ODPROWADZONYCH Z MASARNI

Rodzaj odprowadzanych ścieków	$Q_{hśr}$ m^3/h	Q_{hmax} m^3/h	$Q_{dśr}$ m^3/d	Q_{dmx} m^3/d
ścieki byt.-gosp.	0,595	3,369	3,102	22,367
ścieki produkcyjne	3,48	4,872	27,84	42,872
Łącznie	4,075	8,241	30,942	65,239
ścieki pochłodnicze	0,47	0,47	11,22	11,22
Ogółem	4,545	8,711	42,162	76,459

3. Ogólny schemat oczyszczalni i analiza możliwości wykorzystania istniejących urządzeń do oczyszczania ścieków

Oczyszczalnia ścieków zlokalizowana jest w odległości około 150 m od zakładu na wyraźnie obniżającym się w stronę rzeki terenie. Budowa jej została ukończona w 1978 roku, a na podkreślenie zasługuje fakt, że do chwili obecnej nie został przeprowadzony rozruch technologiczny urządzeń.

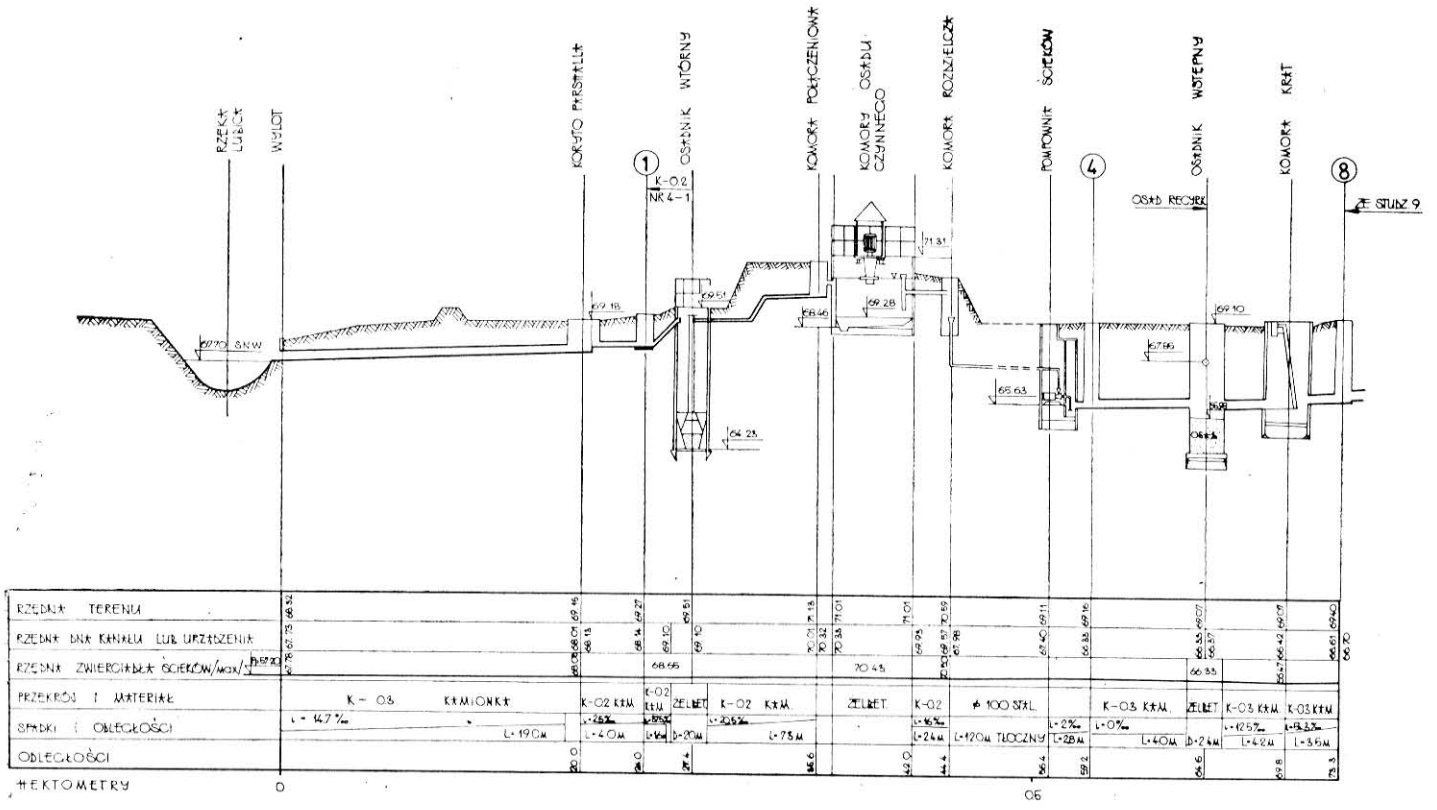
Tabela 3

ZESTAWIENIE WYNIKÓW ANALIZ ŚCIEKÓW DLA MASARNI WSS „SPOŁEM" W LUBSKU

Lp	Data pobrania próby	Miejsce poboru próby	Stan pogody	godz. poboru	Temp. powietrza	Wygląd próby	Temp. ścieków	Barwa	Zapach	Odczyn	BZT_5	Utlenialność	ChZT	Zagniwalność	Ekstrakt eterowy	Zasadowość ogólna	Zawiesiny ogólne
					°C		°C	mg pt/dm³		pH	mgO_2/dm³	mgO_2/dm³	mgO_2/dm³	w dobach	mg/dm³	mVal/dm³	mg/dm³
1.	8.11.79	wylot kolektora	słonecznie	10.00 — 11.00	8	mętna	7	35,0	I gnilny	7,4	280	63	128	natychmiast	—	4,1	216
2.	25.06.80	wylot kolektora	pochmurno	13.20 — 13.45	19	mętna	18	szara	I gnilny	7,3	174	56	112	3 doby	5,5	3,4	127
3.	16.10.80	na terenie masarni	pochmurno	12.40	15	mętna	11	50	II roślinny	7,2	36	71	98	5 dób	5,6	1,6	18,0
4.	20.11.80	na terenie masarni	pochmurno	11.20 — 11.50	8	mętna	18	50	I gnilny	7,1	3490	577	1260	3 godz.	311,0	10,1	1138 (ubój)
5.	20.02.81	wylot kolektora	słonecznie	12.00 — 13.00	5	mętna	4,5	30,0	IV gnilny	7,1	120	42	98	18 godz.	172,0	3,7	290
6.	31.03.82	wylot kolektora	słonecznie	12.40 — 13.00	4	mętna	9,4	c. szara	II gnilny	7,1	1100	540	890	2 godz.	338,0	6,8	1450

7.	25.05.82	przed odtłuszcz.	słonecznie	10.00 — 10.30	24	lekko mętna	20	30	II gnilny	7,3	380	41	64	3 doby	—	3,8	310
8.	27.05.82	zbiornik wyrównawczy	słonecznie	13.00 — 14.00	28	lekko mętna	25	50	II gnilny	7,1	74	192	48	5 dób	—	4,1	130
9.	9.06.82	zbiornik wyrównawczy	słonecznie	12.00 — 12.45	26	lekko mętna	21	30	II gnilny	7,2	128	46	78	3 doby	—	3,2	276
10.	9.06.82	wylot kolektora	słonecznie	14.00	26	lekko mętna	22	30		7,2	140	42	90	3 doby	—	3,8	320
11.	16.06.82	wylot kolektora	słonecznie	10.35	22	lekko mętna	15	j. szara	I gnilny	7,2	38	15	92	5 dób	—	3,7	174

(Wyniki w poz. 1—6 wg badań Ośrodka Badań i Kontroli Środowiska w Zielonej Górze; w poz. 7—11 wg badań własnych).



Rys. 1. Profil podłużny przez urządzenia istniejącej oczyszczalni ścieków w masarni w Lubsku

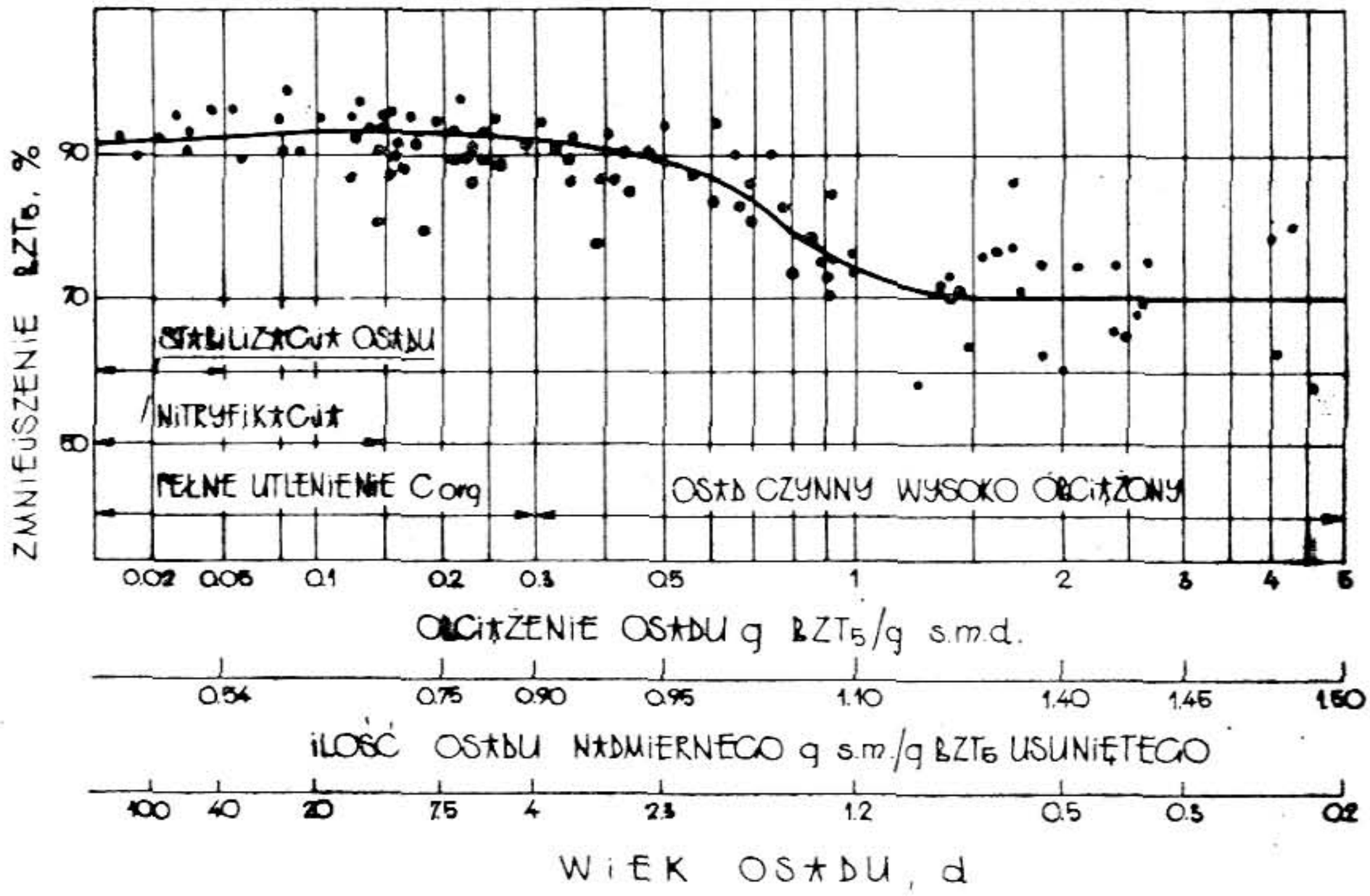
Schemat technologiczny oczyszczalni przedstawiony jest na rys. 1 i w jego skład wchodzą następujące elementy:
— komora krat,
— zbiornik wyrównawczy (osadnik wstępny),
— przepompownia ścieków połączona ze zbiornikiem czerpalnym,
— komory osadu czynnego,
— osadnik wtórny,
— koryto Parshala,
— poletka osadowe,
— plac do składowania osadów.

Po wnikliwej analizie części technologicznej dokumentacji projektowej, wizji lokalnej i sporządzeniu pełnej inwentaryzacji urządzeń stwierdzono, że uruchomienie istniejącej oczyszczalni ścieków oraz uzyskanie założonego w projekcie stopnia redukcji zanieczyszczeń jest niemożliwe [2, 3, 4].

Na ten stan złożyło się szereg czynników, a przede wszystkim błędy popełnione na etapie projektowania, jak również niedbałe wykonawstwo. Odrębną sprawą jest brak kwalifikowanego personelu obsługi oczyszczalni, do którego to problemu powrócimy jeszcze w dalszej części pracy.

Główne błędy technologiczne to:

1) Podtapianie komory krat oraz kolektora doprowadzającego ścieki surowe z powodu małej retencji zbiornika wyrównawczego. W istniejącym układzie technologicznym zbiornik wyrównawczy spełnia rolę osadnika wstępnego i w efekcie nagromadziła się w nim warstwa osadów „zcementowanych" tłuszczami o grubości około 1,4 m. Nie przewidziano żadnego sposobu usuwania tych osadów ani też możliwości ich ustabilizowania co stanowi poważny mankament dla prawidłowej pracy oczyszczalni.
2) Niewłaściwe parametry technologiczne komór napowietrzania.
W projekcie założono tlenową stabilizację osadów, przy czym obciążenie przyjęto 0,1 g BZT_5/g s.m. • d. Jest to niezgodne z zalecanymi parametrami osadu czynnego (patrz rys. 2). Obciążenie 0,1 g BZT_5/g s.m. • d stosuje się w układzie obejmującym nitryfikację, natomiast stabilizacja tlenowa wymaga o połowę mniejszych obciążeń tj. 0,05 g BZT_5/ s.m. • d. Zastrzeżenia budzi fakt usuwania osadu nadmiernego bezpośrednio z komór napowietrzania na poletka osadowe.
Rozwiązanie takie jest nie do przyjęcia, gdyż uniemożliwia rozdział osadu nadmiernego od recyrkulowanego, a przede wszystkim w czasie pracy aeratorów i dopływu ścieków do komór, na poletka popłynęłyby faktycznie ścieki z zawieszonym osadem. Przy takiej



Rys. 2. Stopień oczyszczenia ścieków w zależności od obciążenia osadu i odpowiadająca temu ilość osadu nadmiernego oraz wiek osadu

eksploatacji komór niemożliwe jest utrzymanie właściwego stężenia osadu w komorze, a tym samym osiągnięcie zamierzonego efektu redukcji zanieczyszczeń. W istniejących komorach osadu czynnego nie uzyska się całkowitej tlenowej stabilizacji osadów, gdyż wiek osadu wynosi 25 dób. Osad stabilny ma natomiast wiek dłuższy niż 40 dób. Ponieważ projektant do obliczeń przyjął graniczne parametry, zwiększenie wieku osadu w obecnych komorach napowietrzania jest niemożliwe.

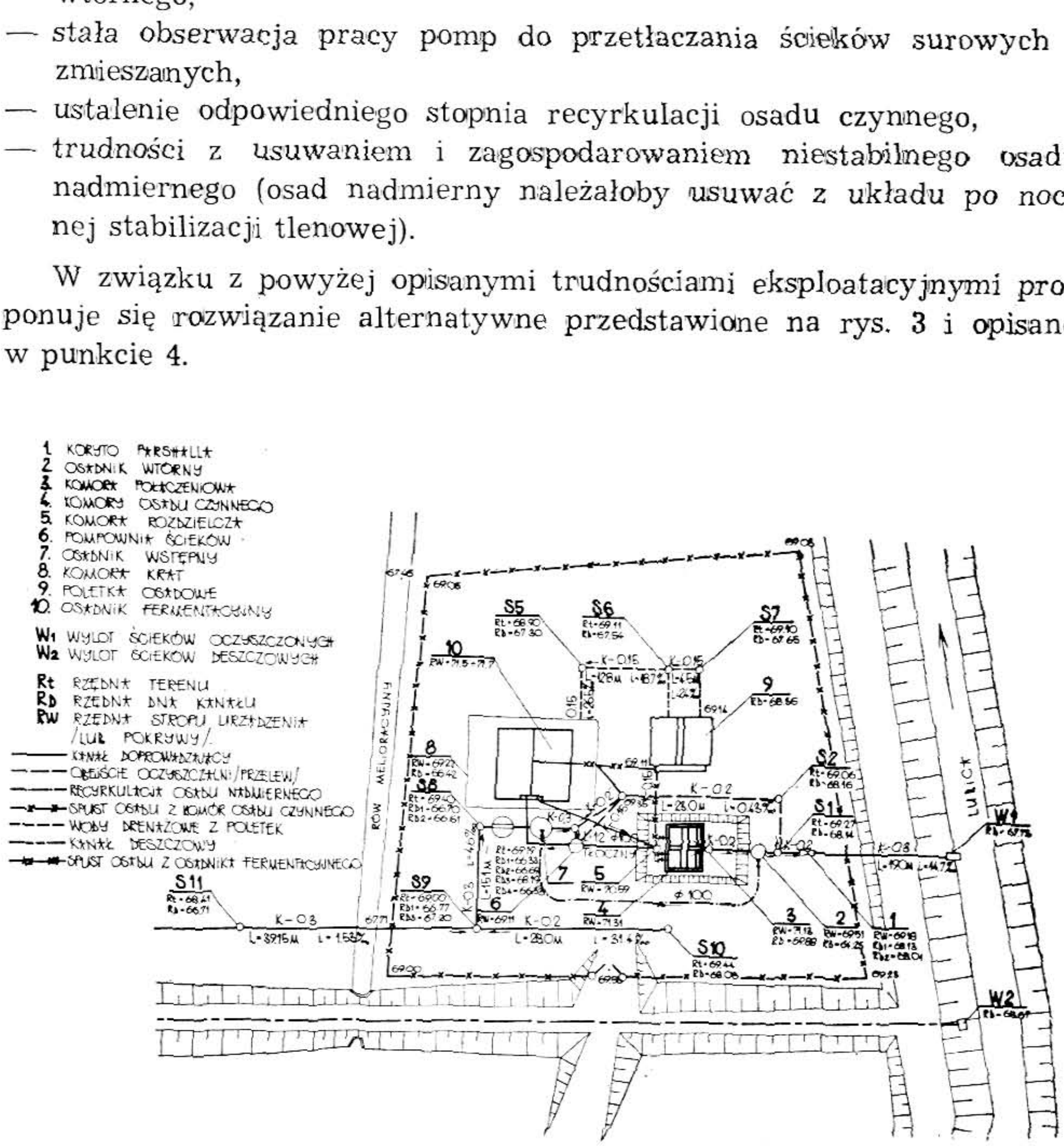
3) Niewłaściwe parametry technologiczne osadnika wtórnego.
Obciążenie hydrauliczne powierzchni osadnika wynosi 3,2 m/h, podczas gdy dopuszczalne jest 0,5 m/h. Obciążenie powierzchni osadem wynosi 16 kg sm/m² • h i przekracza około 8-krotnie obciążenie dopuszczalne. W istniejącym osadniku nie ma więc możliwości oddzielenia osadu czynnego od ścieków i część zawiesin będzie wraz z odpływem przedostawać się do odbiornika.
Poważnym mankamentem technologicznym jest brak możliwości rozdziału osadu recyrkulowanego i nadmiernego. Recyrkulację zaprojektowano przewodem ∅ 80 mm, którego wylot znajduje się 90 cm pod zwierciadłem ścieków. Recyrkulację przewidziano do zbiornika wyrównawczego, przy czym nie wiadomo co będzie recyrkulowane: ścieki czy osad lub jaka ich mieszanina.
W celu próby uruchomienia oczyszczalni usunięcie tych podstawo-

wych usterek technologicznych jest niezbędne. Jednakże wykonanie tych prac pod względem technicznym będzie niejednokrotnie bardzo trudne (np. zmiana objętości komór napowietrzania, zwiększenie wymiarów osadnika wtórnego) gdyż wymagać one będą wielu prac budowlanych. Byłoby to przedsięwzięcie przede wszystkim kosztowne, a eksploatacja tej oczyszczalni nawet po przebudowie bardzo uciążliwa, wymagająca wysokokwalifikowanej obsługi, a efekt oczyszczania niepewny.

Główne trudności eksploatacyjne to:

— stała kontrola parametrów pracy komór osadu czynnego i osadnika wtórnego,
— stała obserwacja pracy pomp do przetłaczania ścieków surowych i zmieszanych,
— ustalenie odpowiedniego stopnia recyrkulacji osadu czynnego,
— trudności z usuwaniem i zagospodarowaniem niestabilnego osadu nadmiernego (osad nadmierny należałoby usuwać z układu po nocnej stabilizacji tlenowej).

W związku z powyżej opisanymi trudnościami eksploatacyjnymi proponuje się rozwiązanie alternatywne przedstawione na rys. 3 i opisane w punkcie 4.



Rys. 3. Plan sytuacyjny oczyszczalni ścieków uwzględniający rozwiązanie alternatywne

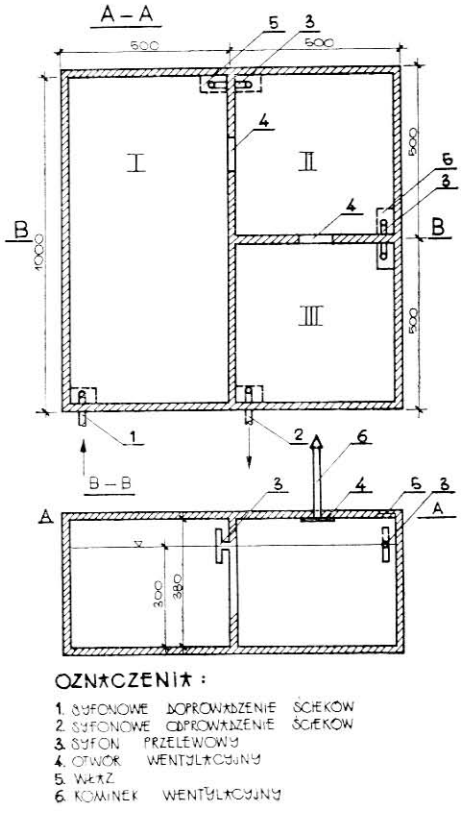
4. Proponowany układ oczyszczalni

Ścieki poprodukcyjne wraz z sanitarnymi (bez wód chłodniczych) w ilości $q_{srd} = 30{,}9\ m^3/d$ (patrz tab. 2) popłyną istniejącym kanałem ϕ 300 do komory krat i dalej do komory ssawnej pomp (obecnego zbiornika wyrównawczego) które będą je tłoczyć do osadnika fermentacyjnego zlokalizowanego w pobliżu pompowni.

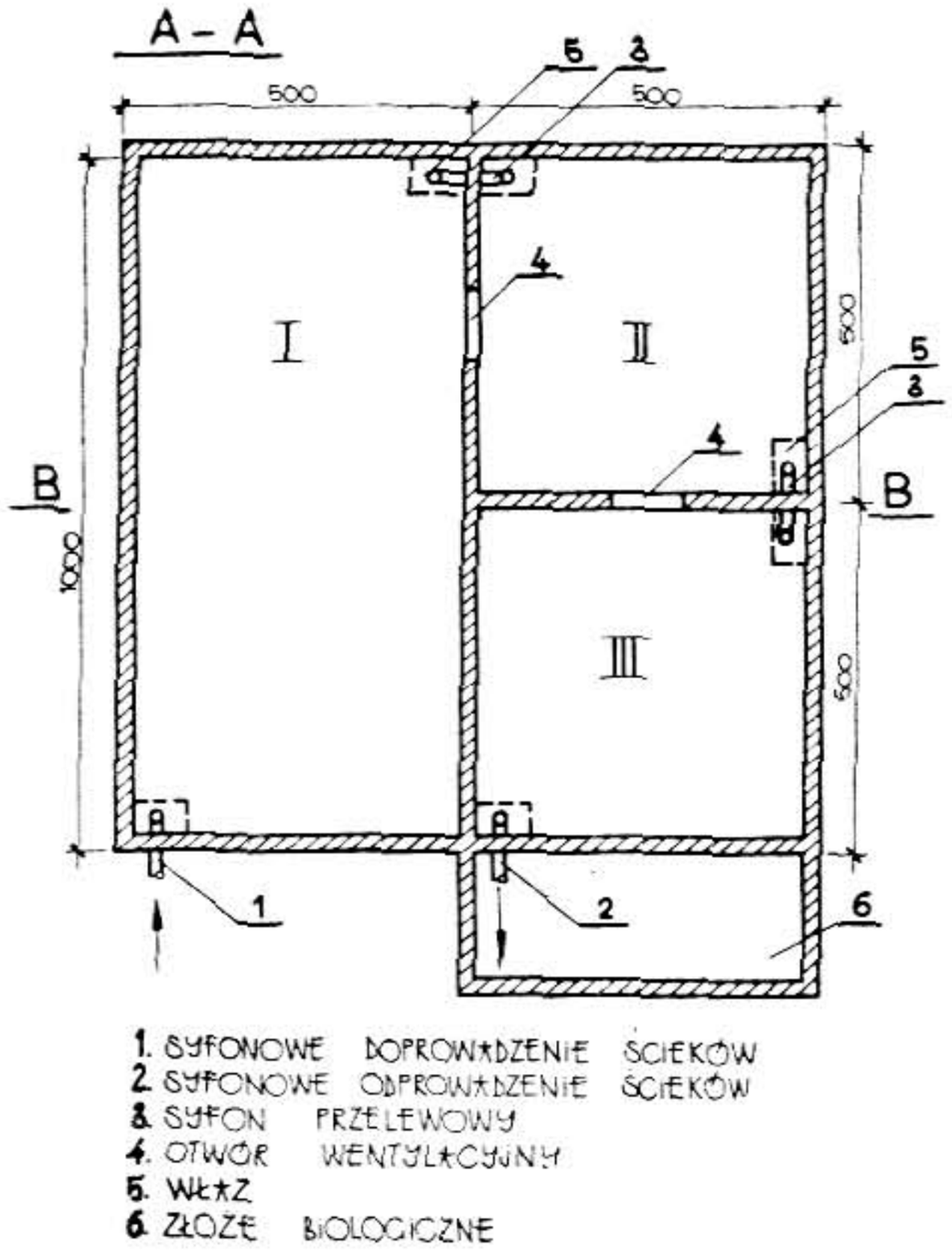
Z tego osadnika grawitacyjnie popłyną do komór napowietrzania, gdzie nastąpi ich natlenienie i dalej przez osadnik wtórny do rzeki. Możliwy jest również wariant następujący: ścieki z osadnika fermentacyjnego spływają grawitacyjnie na złoże koksowe lub granitowe o następujących parametrach:

$$O_h = 1{,}0\ m/h$$
$$H = 1{,}5\ m$$
$$P = 10\ m^2$$

Złoże może być umieszczone wewnątrz komory osadnika lub w oddzielnej komorze złączonej z osadnikiem (patrz rys. 4 i 5). Zraszanie złoża może się odbywać np. za pomocą koryta dawkującego.



Rys. 4. Schemat osadnika fermentacyjnego 10-dobowego



Rys. 5. Schemat osadnika fermentacyjnego 10-dobowego — wariant ze złożem biologicznym

Dla zrealizowania przedstawionej koncepcji koniecznym jest:

a) zainstalowanie odłuszczaczy w halach produkcyjnych i ścisłe przestrzeganie ich prawidłowej eksploatacji. Ponadto niezbędnym jest zbieranie tłuszczu z powierzchni wody w kotłach warnikach i oddzielnego w prostych powszechnie stosowanych rozdzielaczach pozwalających na odzysk stosunkowo czystego tłuszczu,

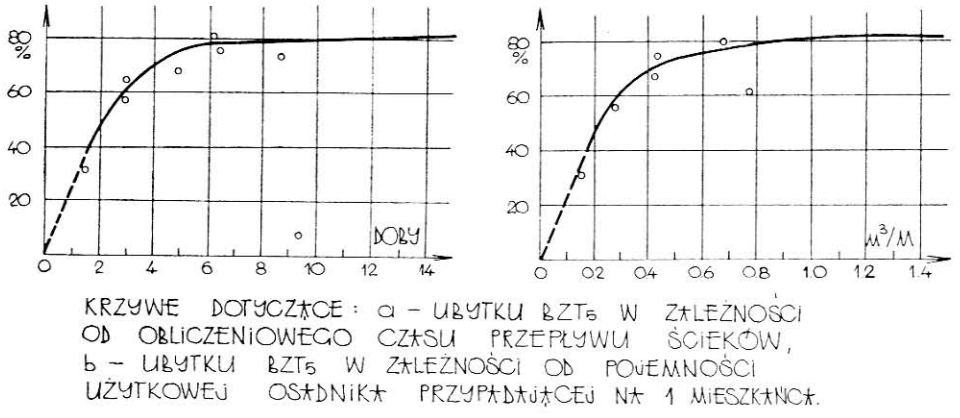
b) zamiana istniejącego zbiornika wyrównawczego w komorę ssawną pomp,

c) wybudowanie 10 dobowego osadnika fermentacyjnego do którego będą tłoczone ścieki wraz z osadami. Osadnik ten przy głębokości 3 m i objętości użytkowej 300 m^3 miałby powierzchnię 100 m^2.

W latach 1961/62 w oddziale poznańskim obecnego Instytutu Kształtowania Środowiska przebadano działanie 6 osadników fermentacyjnych różnej wielkości i o różnym obciążeniu [5]. Przy czasie przepływu 3, 4, 6, 14 dób uzyskano zmniejszenie BZT_5 ścieków o 60, 70, 75 i 80%. Wyniki te przedstawia rys. 6.

Uzupełnieniem tych badań było ustalenie warunków napowietrzania ścieków po osadniku fermentacyjnym w celu usunięcia z nich siarkowodoru i innych substancji lotnych o zapachu gnilnym oraz dla zwiększenia stabilności ścieków]6[.

W analizowanym przypadku celowym byłoby skierowanie zagniłego odpływu z osadnika fermentacyjnego grawitacyjnie rurociągiem $\emptyset$ 100



Rys. 6. Ubytek BZT_5 w zależności od czasu przepływu ścieków przez osadnik fermentacyjny [5]

do istniejących komór napowietrzania lub jak to już wyżej opisano na złoże, gdzie ścieki uległyby napowietrzeniu i odświeżeniu przed wprowadzeniem do rzeki. Czas napowietrzania w jednej komorze wynosiłby w granicach 1—1,5 doby. Druga komora spełniałaby rolę rezerwową. Z uwagi na wielodobowy przepływ w osadniku fermentacyjnym dopływ do komory napowietrzania byłby całkowicie wyrównany. Z komory napowietrzania ścieki popłynęłyby przez osadnik wtórny do rzeki. Osady z tego osadnika byłyby periodycznie usuwane grawitacyjnie do zbiornika komory ssawnej pomp.

5. Korzyści z zastosowania proponowanego układu

Proponowane rozwiązanie pozwala osiągnąć szereg korzyści:

a) wymaga jedynie minimalnych przeróbek istniejących urządzeń,
b) zapewnia dużą stabilność całego układu oczyszczalni, wyrównanie odpływu ścieków do rzeki, stwarza małą wrażliwość na zmienne natężenia dopływu i stężenia ścieków charakterystyczne dla zakładu i utrudniające w dużym stopniu prawidłową pracę osadu czynnego. Pomiary natężenia przepływu w godz. 6.00—14.00, a więc w czasie jednej zmiany dały wartości o szerokiej amplitudzie wahań od 0,54—5,97 m^3/h. Podobnie przedstawia się sprawa ze stężeniem ścieków — BZT_5 wykazywało w różnych dniach wahania od 36—3490 mg O_2/dm^3, czyli jak 1 : 97 (patrz tab. 3),
c) minimalizuje potrzebę nadzoru — jedynie pompy wymagają konserwacji, a kraty oczyszczania ze skratek. Podkreślić tutaj należy, że

gdyby w samej masarni wszystkie wpusty były należycie zabezpieczone kratkami, a we wskazanych miejscach zainstalowane odtłuszczacze lokalne ilość skratek byłaby minimalna,

d) rozwiązanie problemu stabilizacji osadów — osadnik fermentacyjny wymaga jedynie dwa razy do roku usuwania osadu i kożucha, zwykle wiosną i jesienią, bo wówczas jest zapotrzebowanie na nawóz w rolnictwie i ogrodnictwie, a nawozem takim jest stabilny, przefermentowany osad, który można wykorzystywać w stanie płynnym lub po wysuszeniu na poletkach.

6. Podsumowanie

Przedstawiona analiza technologiczna oczyszczalni ścieków dla masarni w Lubsku nasuwa szereg refleksji i wniosków. Pomijając oczywiste błędy technologiczne popełnione przez projektanta uniemożliwiające prawidłową pracę oczyszczalni, zastanowić się należy czy przyjęta została właściwa koncepcja technologiczna. Naszym zdaniem obranie takiego rozwiązania świadczy o zupełnym braku „wyobraźni" eksploatacyjnej projektanta. Przyjęta technologia oczyszczania ścieków powinna spełniać dwa warunki:

1) gwarantować niezbędny stopień oczyszczania ścieków, aby w maksymalnym stopniu chronić odbiornik,
2) a jednocześnie powinna być możliwie prosta dostosowana do warunków lokalnych i możliwości eksploatacyjnych przyszłego użytkownika.

Zaprojektowanie oczyszczalni z osadem czynnym pociąga za sobą wysoki koszt inwestycji i równie wysokie koszty eksploatacyjne. Wysokie koszty eksploatacyjne wynikają przede wszystkim z dużego zużycia energii na napowietrzanie ścieków ze znacznych kosztów obsługi, która musi być odpowiednio przeszkolona, a także musi posiadać zaplecze laboratoryjne umożliwiające stałą kontrolę pracy oczyszczalni. Dodatkową trudnością dla analizowanego przypadku są wspomniane już nierównomierności natężeń odpływów i stężeń ścieków wpływające negatywnie na prawidłową pracę osadu czynnego.

Wyliczony przez nas niezbędny stopień oczyszczania ścieków, uwzględniający warunki jakie powinna spełniać rzeka Lubica poniżej wprowadzenia ścieków wynosi około 40%, a więc wystarczyłoby ścieki oczyszczać mechanicznie. Zaproponowany przez nas układ gwarantuje uzyskanie minimum 80% oczyszczenia przy znacznie mniejszym nakładzie środków finansowych, dużej prostocie urządzeń, a także niższym nakładzie energii.

Sprawa kosztów budowy i eksploatacji małych oczyszczalni ścieków jest problemem bardzo istotnym, który powinien być zawsze uwzględniony na etapie prac projektowych. Środki materiałowe i finansowe na te cele są w obecnym okresie bardzo ograniczone i nie jest obojętnym dla środowiska, czy w tej sytuacji zbudujemy jedną czy dwie, a może trzy proste lecz dobrze i skutecznie działające oczyszczalnie.

LITERATURA

[1] B. Koziorowski — *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*. WNT Warszawa 1980.

[2] *Dokumentacja techniczna oczyszczalni ścieków mechanicznobiologicznej dla rzeźni i masarni WSS „Społem" w Lubsku — część technologiczna.*

[3] Kompleksowa analiza gospodarki wodno-ściekowej w masarni WSS „Społem" w Lubsku. Cz. I — *Badania i ocena aktualnego systemu gospodarki wodno-ściekowej oraz program jej kompleksowego rozwiązania.* Opracowanie wykonane przez WSInż. Instytut Inżynierii Środowiska, maszynopis. Zielona Góra 1982.

[4] Kompleksowa analiza gospodarki wodno-ściekowej w masarni WSS „Społem" w Lubsku. Cz. II — *Opracowanie koncepcji oczyszczania ścieków.* Opracowanie wykonane przez WSInż. Instytut Inżynierii Środowiska, maszynopis. Zielona Góra 1983.

[5] Ignasiak J. Rozwadowski Z. — *Badania nad oczyszczaniem ścieków w osadnikach fermentacyjnych w zależności od ich obciążenia.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna Nr 8 1969.

[6] Lubner H. — *Wpływ napowietrzania na zagniłe ścieki bytowo-gospodarcze po osadnikach fermentacyjnych.* Instytut Gospodarki Komunalnej Zeszyt 95 — 1973.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Zofia Sadecka

OSAD CZYNNY — NAPOWIETRZANIE, NATLENIANIE

Zusammenfassung

Aus einer Ubersicht der Belüftungsmethoden, mit besonderer Berüchsichtigung ihrer Sauerstoffzufukrleistnug zieht man die Schleussfolgerungen, dass die Belüftung des Abwassers in tiefen Kammeru viele Vorteile wie hohe Reinigungseffekte, sehr kleine Bebaungsfläche der Kläranlage aüfweirt. Es werden Untersuchungen durchgefüht über die Wirtschaftlichkeit dies Prozesses.

Streszczenie

Niniejszy artykuł to przegląd badań innych autorów nad zastosowaniem w metodzie osadu czynego, napowierzania w głębokich komorach oraz czystego tlenu do natleniania komór. W pracy porównano powyższe metody z metodami konwencjonalnymi zwracając uwagę na uzyskiwane OC urządzeń, parametry charakteryzujące pracę osadu czynnego oraz na powierzchnie zajmowane przez poszczególne grupy urządzeń.

Oczyszczanie ścieków osadem czynnym wymaga dostarczenia do układu tlenu, który jest niezbędnym czynnikiem do bioutlenienia zanieczyszczeń organicznych.

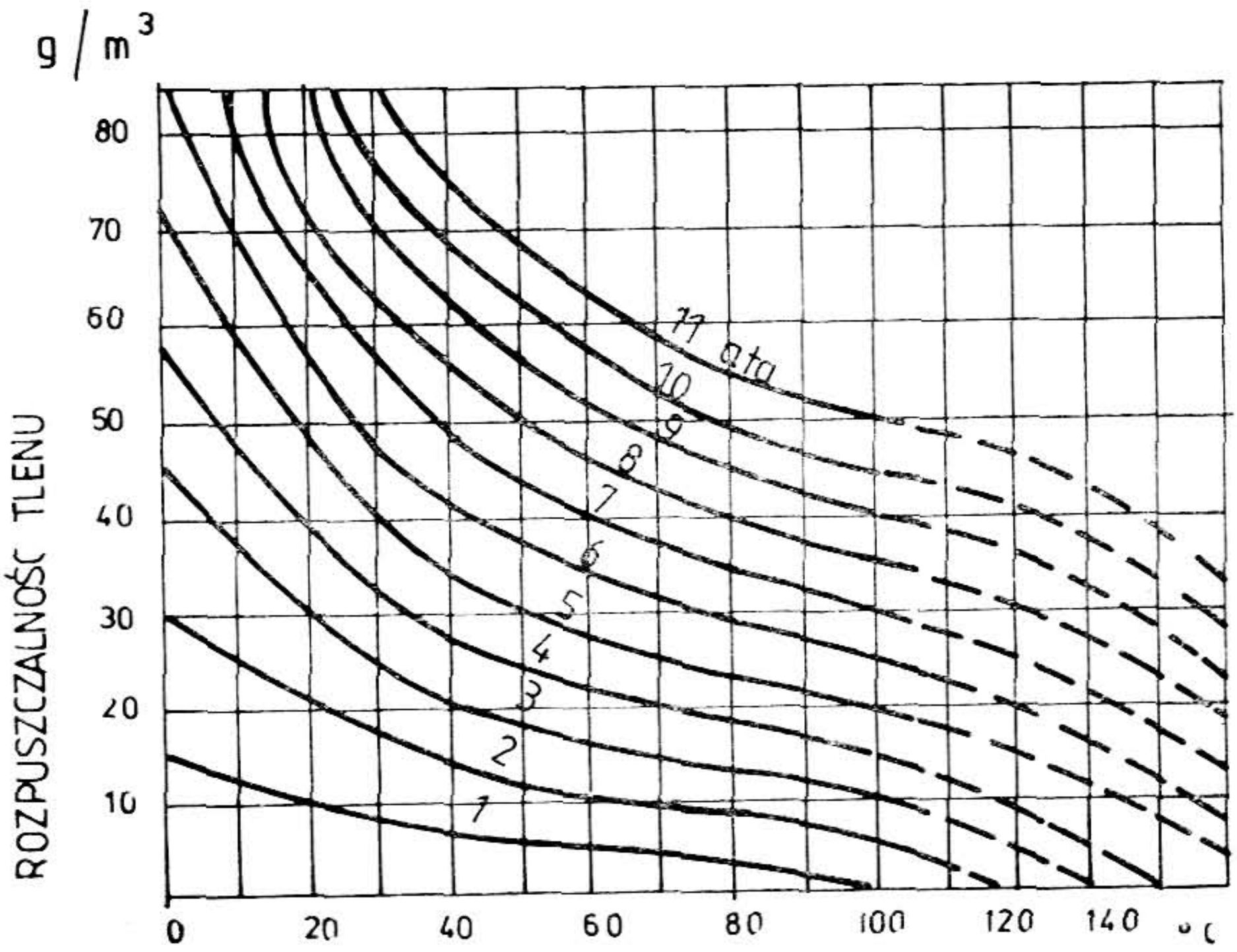
Tlen można wprowadzić do układu wykorzystując:
— sprężone powietrze,
— urządzenia mechaniczne,
— sprężone powietrze i urządzenia mechaniczne (tzw. sposoby złożone),
— inne sposoby.

Czynnikiem warunkującym przebieg rozpuszczenia się tlenu w wodzie lub ściekach oraz siłą napędową tej operacji jest deficyt tlenowy danego układu D_1 czyli różnica pomiędzy zawartością tlenu w stanie nasycenia C_s i aktualną zawartością tlenu C_a.

$$D = C_s - C_a \tag{1}$$

Wartości C_s (1 mg/dm^3 lub g/m^3) zależą od temperatury (tabela 1), ciśnienia cząstkowego tlenu nad roztworem (rys. 1), oraz zawartości substancji rozpuszczonych.

Mgr inż. Zofia Sadecka — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze



Rys. 1. Rozpuszczalność tlenu w zależności od temperatury przy różnych prężnościach powietrza [1]

Substancje rozpuszczone powodują obniżkę stanów nasycenia tlenem a tym samym obniżkę deficytu tlenowego (tab. 1). Dane w tabeli 1 dotyczą wody słodkiej, tzn. bez soli mineralnych i wody morskiej zawierającej 20 g/dm³ chlorków.

Tabela 1

ROZPUSZCZALNOŚĆ TLENU W WODZIE (CAŁKOWITE NASYCENIE, mg/dm³)

Temperatura °C	0	5	10	15	20	25	30
Woda słodka	14,6	12,8	11,3	10,2	9,2	8,4	7,6
Woda morska	11,3	10,0	9,0	8,1	7,4	6,7	6,1

W przypadku zaś głębokich komór napowietrzenia stosuje się tzw „średnią wartość nasycenia" (C_{ss}) uwzględniającą dodatkowy wpływ średniego ciśnienia hydrostatycznego słupa cieczy.

Ilość tlenu doprowadzana do komór osadu czynnego powinna równoważyć zapotrzebowanie tlenu na rozkład substancji organicznych, endo

genną respirację mikroorganizmów osadu czynnego oraz na procesy związane z nitryfikacją.

Do pełnego biologicznego oczyszczenia osadem czynnym wysoko obciążonym trzeba doprowadzić ok. 1 kg tlenu na usunięcie 1 kg BZT_5 [1, 2].

W zależności od głębokości zanurzenia i rodzaju napowietrzania wykorzystuje się od 5÷15% tlenu z doprowadzanego powietrza, a zatem przy np. 10% wykorzystaniu tlenu, należy doprowadzić 35,7 m^3 powietrza na usunięcie 1 kg BZT_5.

Ilość doprowadzanego powietrza powinna być tak duża, aby zawartość tlenu rozpuszczonego we wszystkich częściach komory wynosiła 1÷2(3) mg/dm^3. [1, 2].

Ciągły ruch ścieków, kłaczków osadu i powietrza powoduje ich wzajemne wymieszanie się, utrzymuje kłaczki osadu czynnego w ciągłym zawieszeniu oraz zwiększa kinetykę zjawisk dyfuzyjnych poprzez ciągłą odnowę powierzchni granicznej.

Z powyższego wynika podział urządzeń do napowietrzania na:
— urządzenia, które odnawiają przede wszystkim powierzchnie graniczne obu faz, co decyduje o napowietrzaniu, a wtórnie wywołują ruch cieczy,
— urządzenia działające w pierwszym rzędzie jako urządzenia mieszające, zaś uboczne ich działanie to odnowa powierzchni granicznej faz,
— urządzenia o działaniu pośrednim.

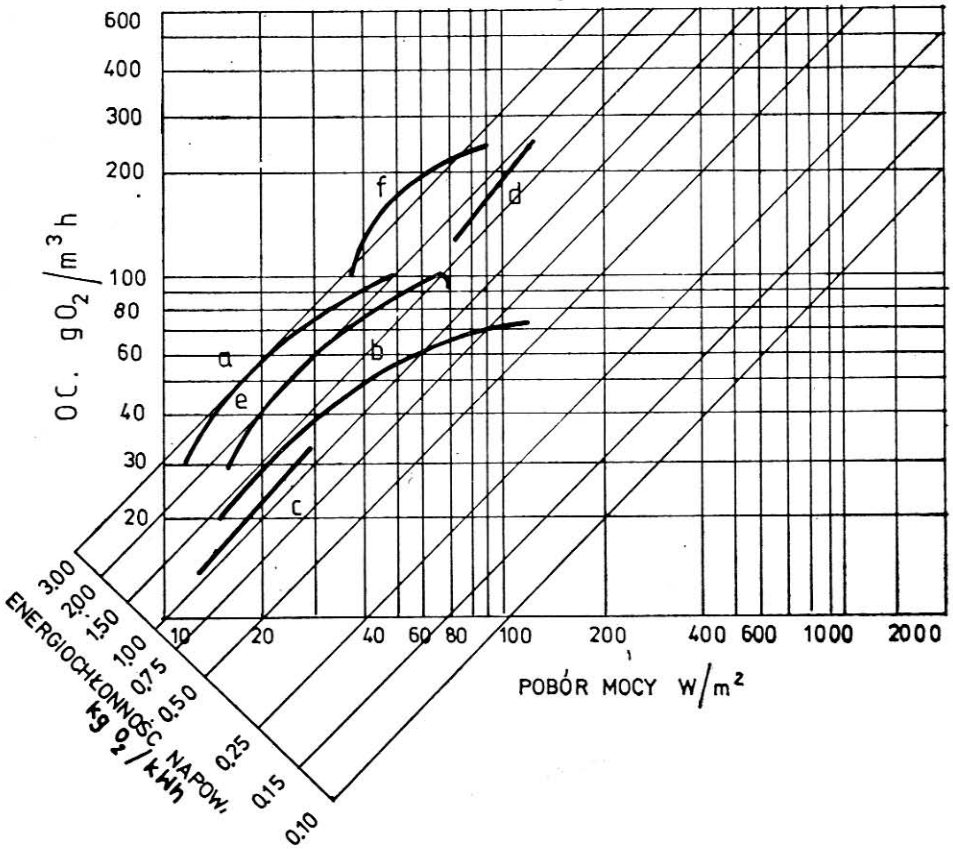
Wspólnym parametrem oceny przydatności urządzeń do napowietrzania jest ich zdolność do wprowadzenia tlenu do roztworu (Oxygenation Capacity — OC).

Wielkość ta określa maksymalną szybkość rozpuszczania się tlenu w wodzie w warunkach pracy danego urządzenia przy stałym znanym deficycie tlenowym.

Badania przeprowadza się na odtlenionej poniżej 1 mg/dm^3 O_2 wodzie wodociągowej i odnoszą się one do warunków standartowych.

Z przeglądu literatury wynika, że:
— w napowietrzaniu sprężonym powietrzem największy stopień wykorzystania tlenu daje napowietrzanie drobnopęcherzykowe (rys. 2).
— w grupie urządzeń do napowietrzania powierzchniowego największymi wartościami OC charakteryzują się wirniki:

Simplex	— 150 $gO_2/m^3 \cdot h$
Simcar	— 200 $gO_2/m^3 \cdot h$
turbiny BSK	— 250 $gO_2/m^3 \cdot h$



Rys. 2. Charakterystyka porównawcza niektórych znanych sposobów napowietrzania [2, 15]
a — napowietrzanie małymi banieczkami powietrza, b — napowietrzanie banieczkami o średniej wielkości, c — napowietrzanie dużymi banieczkami powietrza, d — szczotki „Kessenera" nowoczesne, e — wirniki systemu „Simpleks", f — turbiny „BSK"

— złożone sposoby napowietrzania prowadzą do dużych efektów natleniania. I tak np. stosując modyfikację szczotka Kessenera i napowietrzanie rurami perforowanymi uzyskuje się wzrost zdolności natleniania o 50÷150 $gO_2/m^3 \cdot h$, w porównaniu do działania samych szczotek.

Polepszenie zdolności napowietrzania może nastąpić przez:

— wprowadzenie ulepszonych urządzeń,
— zwiększenie stężenia tlenu w stanie gazowym,
— pogłębienie deficytu tlenowego.

Głębokie komory napowietrzania

Rozwój urządzeń do napowietrzania osadu czynnego ciągle trwa, świadczą o tym zmiany konstrukcyjne wirników napowietrzających oraz stosowanie głębokich komór napowietrzania.

Badania prowadzone przez Schmidta i Redmona [4] potwierdzają opinię v.d. Emdego co do wzrostu wykorzystania tlenu wraz ze wzrostem głębokości doprowadzania powietrza.

Przykładem zastosowania głębokich komór napowietrzania jest oczyszczalnia w Nowym Jorku, lub półtechniczne urządzenie zaproponowane przez Hinesa [5].

Komorę napowietrzającą stanowi szyb o głębokości 20÷150 m, a cyrkulacja cieczy zachodzi w kierunku przeciwnym do wprowadzonego powietrza.

Uzyskano w tym systemie zdolności natleniania w zakresie 1,9÷3,0 $kgO_2/m^3 \cdot h$.

Zapotrzebowanie na moc maleje ze wzrostem głębokości wprowadzenia powietrza. I tak np. dla głębokości 2,5 m, $\frac{OC}{E} = 4{,}5$ kgO_2/kWh, zaś dla 50 m, $\frac{OC}{E} = 2{,}7$ kgO_2/kWh.

Istnieje szereg oczyszczalni pracujących w układach napowietrzania w głębokich komorach [16, 17].

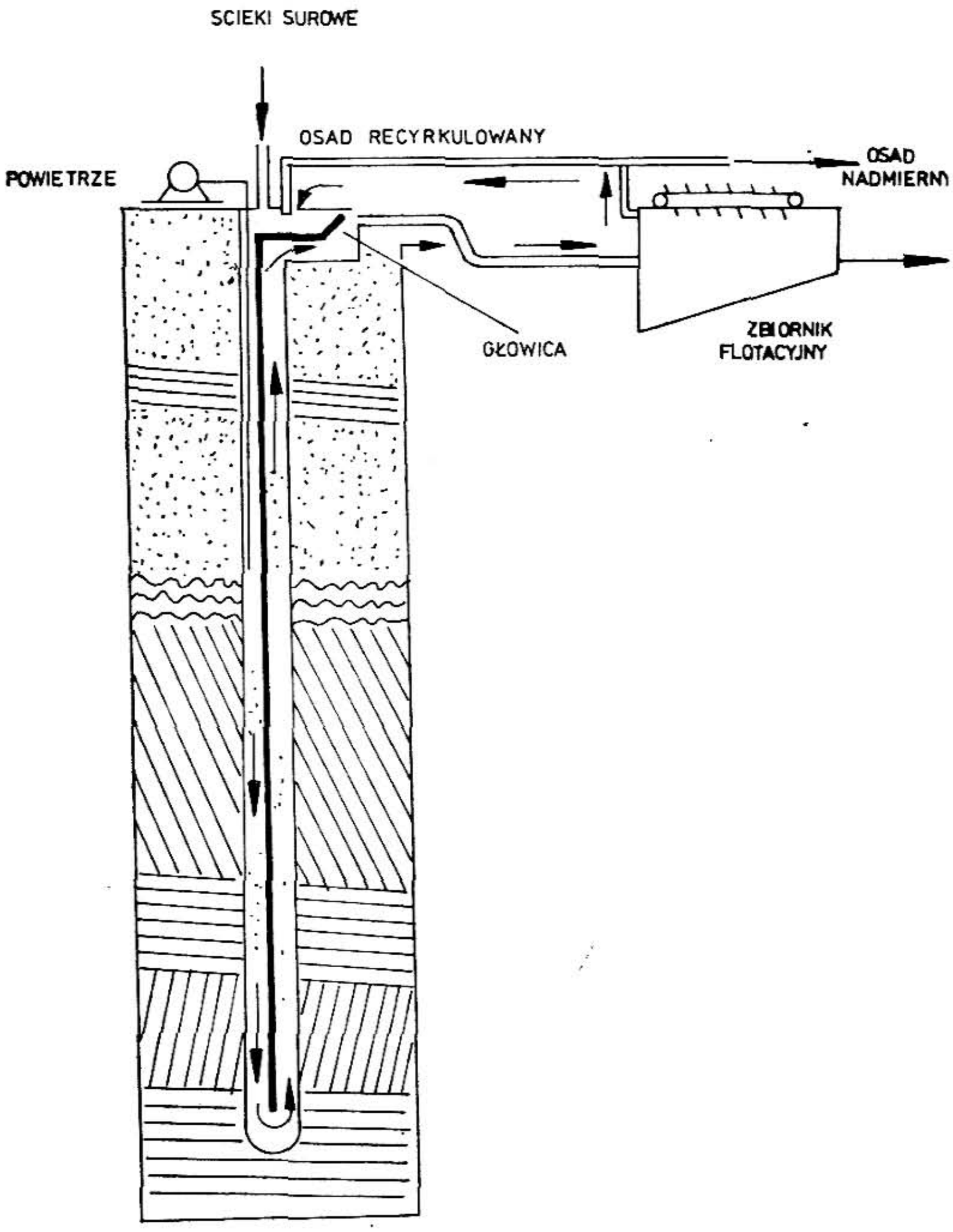
Jedną z nich jest metoda oczyszczania przez napowietrzanie w głębokich zbiornikach i klarowanie flotacyjne, zastosowana w celulozowi produkującej ok. 500 t/d masy celulozowej [16].

Zastosowany układ oczyszczania ścieków celulozowych, w którego skład wchodzą, dwa zbiorniki o głębokości 21 m każdy, pracujące równolegle a zasilane powietrzem systemem dysz, w porównaniu z konwencjonalnymi metodami oczyszczania jest odporny na bardzo duże obciążenia szczytowe, doskonale usuwa BZT_5, zajmuje mało miejsca, mniejsze są również koszty inwestycyjne i eksploatacyjne.

W oczyszczalni ścieków w browarze Molson's Brewery Ltd w Barrie [17] zastosowano metodę „deep shaft".

Instalacja szybowa ma zdolność oczyszczania ścieków w ilości ok. 189 tys. m^3/d, zapewnia bardzo szybkie przenikanie tlenu, zajmuje tylko 640 m^2 powierzchni.

Uzyskano tą metodą 95% ubytek BZT_5 i 90% ubytek zawiesin. Dobrą pracą charakteryzują się również bioreaktory wieżowe [18] o głębokości 25 m, napowietrzane od dołu, zajmujące minimalną powierzchnię niezbędną do oczyszczania ścieków.



Rys. 3. Szyb studzienny. Średnica 0,5÷5,5 m, głębokość do 600 m

Innym przykładem jest szyb studzienny (rys. 3) w którym uzyskano następujące parametry:

rozpuszczalność tlenu	— 40 mg/dm³
OC	— 641 kgO_2/d
czas zatrzymania	— 40'
recyrkulacja	— 100%

Budowa głębokich komór napowietrzania związana jest niewątpliwie z większym nakładem finansowym, równocześnie jednak zmniejsza się poważnie koszt sprężarek oraz armatury sprężonego powietrza, z uwagi na lepsze wykorzystanie tlenu z powietrza.

Na oczyszczalni w Nowym Jorku [5] wykazano, że przeciętne koszty eksploatacyjne kształtują się na poziomie kosztów dla komór (o gł. rzędu 4÷5 m) wyposażonych w dyfuzory.

Za stosowaniem głębokich komór napowietrzania przemawiają również aspekty ochrony środowiska jak: wyeliminowanie uciążliwych zapachów, brak aerozoli rozpryskiwanych ścieków co ma miejsce np: przy napowietrzaniu aeratorami powierzchniowymi. W związku z powyższym zmniejsza się rozmiar stref ochronnych a sama powierzchnia zajmowana przez oczyszczalnię wyposażoną w głębokie komory będzie mniejsza w porównaniu z powierzchnią oczyszczalni klasycznej.

Za oszczędnym gospodarowaniem powierzchni niech również przemawiają dane statystyczne.

Ilość gruntów ornych przypadająca na 1 M naszego kraju kurczy się i tak:

w roku 1946 przypadało	— 0,86 ha/M
w roku 1970 —"—	— 0,60 ha/M
w roku 1980 —"—	— 0,54 ha/M
a w roku 1990 przewiduje się	— 0,50 ha/M

ZTE przyszłej oczyszczalni ścieków dla Zielonej Góry, przewidują zapotrzebowanie powierzchni ok. 150 ha, (koszt wykupu ziemi ok. 1,5 mld. zł.) pod budowę obiektów oczyszczalni. Przyjmując, że ilość powstających ścieków w Zielonej Górze jest rzędu 200 tys. m^3/d, pod obiekty typowej mechaniczno-biologicznej oczyszczalni wystarczyłby obszar 10 ha.

Przeprowadzając orientacyjne obliczenia przy następujących założeniach:

— czas przetrzymania ścieków w osadnikach — 2 h
— średnie obciążenie dobowe — 1000 $gBZT_5/m^3$ komory osadu czynnego,
— obciążenie wg liczby mieszkańców przy ładunku zanieczyszczeń 40 $gBZT_5/M \cdot d$—25 M/m^3 komory.

Powierzchnia osadników dla wyżej wymienionej ilości ścieków z Zielonej Góry wynosi 3,4 ha, natomiast komory osadu czynnego przy założonej głębokości 4 m zajmują powierzchnię — 0,2 ha. Daje to w sumie 4 ha.

Przewidując teren pod obiekty towarzyszące i teren pod rozbudowę perspektywiczną, można powiedzieć, że 10 ha ziemi będzie wykorzystanych w perspektywie przez obiekty oczyszczalni. Porównując powyższe dane jeszcze np. z metodą „deep shaft" oczyszczającą ścieki w ilościach odpowiadających ilości ścieków Zielonej Góry, a zajmującą tylko 640 m^2 powierzchni, nie można uznać, że w ZTE przewidziano ekonomiczne wykorzystanie powierzchni.

Zastosowanie czystego tlenu do oczyszczania ścieków osadem czynnym

Polepszenie zdolności napowietrzania może nastąpić przez zwiększenie stężenia tlenu np. przy zastosowaniu powietrza wzbogaconego w tlen lub czystego tlenu w metodzie osadu czynnego.

Nasycając wodę czystym tlenem możemy przy temp. 293 K (20°C) i ciśnieniu 101,3 kPa uzyskać stężenie tlenu w wodzie ok. 43 mg/dm^3, co w stosunku do wymaganej minimalnej zawartości tlenu w komorze 2÷3 mg/dm^3 stanowi nadwyżkę 42 mg/dm^3.

W latach czterdziestych Okun [7] podjął badania laboratoryjne nad zastosowaniem czystego tlenu w konwencjonalnej metodzie osadu czynnego, uzyskał on zwiększenie ubytu BZT_5 o ponad 20%, przy obciążeniu komory 2,88 kg $BZT_5/m^3 \cdot d$.

Na podstawie badań stwierdził on, że podstawową zaletą stosowania czystego tlenu jest możliwość utrzymania wysokiej zawartości tlenu rozpuszczonego w komorze i uniknięcie okresowych deficytów tlenowych tak niekorzystnych dla biocenozy osadu czynnego.

W latach 1969 — 72 amerykańsa firma Union Garbide Corporation przeprowadziła badania w pełnej skali nad zastosowaniem tlenu w oczyszczalni ścieków miejskich „Batavia" w New York. Opracowany system [8, 9] „Unox" umożliwił uzyskanie wysokiego stopnia wykorzystania tlenu 90÷95%, utrzymanie stężenia zawiesin osadu czynnego w komorze od 6000÷10000 mg/dm^3 przy poziomie tlenu rozpuszczonego 6÷10 mg/dm^3 w porównaniu ze stężeniem zawiesin osadu czynnego w zakresie od 1500÷4000 mg/dm^3 i przy poziomie tlenu rozpuszczonego od 1÷2 mg/dm^3 w systemie konwencjonalnym.

Ponadto badania wykazały, że nadmierny osad czynny produkowany w systemie z tlenem wykazywał lepsze zdolności do osiadania i zagęszczania niż osad w układzie z powietrzem a ilość nadmiernego osadu dla systemu z tlenem jest mniejsza o ok. 40÷45% od ilości osadu powstającego w systemie z powietrzem [10], a co za tym idzie umożliwia zmniejszenie objętości komór napowietrzania.

W latach 1970—73 wybudowano w USA, Kanadzie, Anglii i Japonii ok. 55 oczyszczalni w skali półtechnicznej opartych na systemie „Unox", natomiast 8 takich oczyszczalni w skali technicznej działa już w USA, Kanadzie, Japonii [11]. W Polsce badania porównawcze obu systemów w skali laboratoryjnej prowadził Łanowy [12], Apolinarski [13], Biczysko [14]. Wykazali oni niższe wartości wskaźników zanieczyszczeń w odpływie z komory osadu czynnego zasilanej tlenem. Jednocześnie w komorze z tlenem uzyskali wyższą redukcję związków azotowych, stwierdzili bardziej stabilną pracę osadu czynnego w tej komorze oraz lepsze

zdolności sedymentacyjne i mniejszy przyrost nadmiernego osadu czynnego.

Badania nad wykorzystaniem czystego tlenu do oczyszczania ścieków prowadziła również Graczyk [20]. Zastosowała ona czysty tlen pod zwiększonym ciśnieniem jako intensyfikator termofilowej stabilizacji wysoko stężonych ścieków organicznych. Wybór ten okazał się trafny, bo badania wykazały, że:

— przy zastosowaniu czystego tlenu czas procesów stabilizacji wysoko stężonych ścieków organicznych ulega skróceniu od 33÷50%,
— ubytek ładunku zanieczyszczeń (CZT) jest podobny przy użyciu tlenu i powietrza,
— proces stabilizacji cechuje się większą stabilnością aniżeli przy napowietrzaniu powietrzem. Nie obserwuje się obniżenia aktywności mikroorganizmów nawet przy dużych stężeniach zanieczyszczeń.

Podsumowanie

Z dokonanego przeglądu literatury wynika, że oczyszczanie ścieków metodą osadu czynnego nie jest sprawą zamkniętą i w dalszym ciągu poszukuje się rozwiązań bardziej skutecznych biorących pod uwagę wysoki stopień oczyszczania z jednoczesną minimalizacją kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych.

Obecnie powszechnie stosuje się klasyczne metody napowietrzania osadu czynnego.

Badania i zastosowanie głębokich komór napowietrzania wskazują, że ten sposób napowietrzania poza wysokim OC, charakteryzuje się nieco mniejszymi kosztami eksploatacyjnymi i inwestycyjnymi, przy czym zajmuje małą powierzchnię i jest z punktu widzenia ochrony środowiska o wiele mniej uciążliwy w porównaniu z urządzeniami oczyszczalni klasycznych.

Zastosowanie czystego tlenu — poza wysokim stopniem wykorzystania tlenu pozwala utrzymać wysokie stężenie zawiesin osadu czynnego w komorach co zmniejsza objętość komór a tym samym zapotrzebowanie na powierzchnię maleje. Biorąc pod uwagę trudności związane z właściwym rozwiązaniem gospodarki osadowej, istotną sprawą jest też mniejsza produkcja nadmiernego osadu w systemie z tlenem niż w systemie z powietrzem oraz łatwiejsze jest jego unieszkodliwianie. Do korzyści płynących z zastosowania czystego tlenu należy również zaliczyć możliwość oczyszczania wysokostężonych ścieków organicznych zapewniając tą metodą pokrycie wysokiego natychmiastowego zapotrzebowania tlenu.

Uwzględniając jednomyślne pozytywne opinie i zgodne komunikaty z wyników badań nad zastosowaniem głębokich komór i tlenu technicznego w metodzie osadu czynnego należy zaznaczyć, że wybór metody oczyszczania to trudny i najważniejszy problem projektanta technologa, którego rozwiązanie powinno zawsze uwzględniać dobry efekt oczyszczania przy jak najmniejszych nakładach inwestycyjnych i eksploatacyjnych jak również to, że w przyszłości wybudowana oczyszczalnia powinna stanowić część składową naszego środowiska.

LITERATURA

[1] Imhoff K. — *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków.* Poradnik A-dy 1981 rok.

[2] Kempa E., Cywiński T. — *Oczyszczanie ścieków miejskich.* Arkady 1976 rok.

[3] Möller U. — *Die Abwasserreinigung in der Totalkläranlage.* Wass, Wirt, Wass — Techn. 16/1966/,291.

[4] Schmit F. L., Redmon D. T. — *Oxygen transfer efficiency in depp tanks.* J. Water Poll, Chontroll. Fed. 1975 t. 47. s. 2586.

[5] Moore T. — *Basic Criteria and design aspects for depp aeration tanks.* Water Res. 1972 t. 6 Nr 4/5 s. 407.

[6] Ball J. E., Hemenick M. J. — *High — purity Oxygen in Biological treatment of Municipal Wastewater.* Jour. Water. Poll. Control Fed. 1973, 44, 1, 65—67.

[7] Okun A. D. — *Pure Oxygen in Bio-Precipitation Process May Reduce Sewage Teratment Gasts.* Civil. Eng. 1948, 91, 288.

[8] Anon. — *Unox Process Campressed.* Air 1970, 75, 12, 68.

[9] Anon. — *Oxygen Can. Replace Aeration. American City.* 1970, 85, 6, 90.

[10] Matsch L. C. — *Using Pure Oxygen for Secondary Treatment.* Chemical Enginering Progress 1973, 8, 75—78.

[11] Gromiec J. — *Aktualny stan badań nad zastosowaniem tlenu do oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego.* GWTS nr 7/8 tom XXII str. 232—235.

[12] Łanowy T. i inni — *Badania technologiczne nad oczyszczaniem wybranych ścieków przemysłowych.* Instytut Meteorologii i Gosp. Wodnej, Wrocław wrzesień 1973 (maszynopis).

[13] Apolinarski M., Roman M. — *Badania nad oczyszczaniem ścieków celulozowych metodą osadu czynnego z użyciem czystego tlenu.* Gosp. Wodna 3/1977.

[14] Biczysko J. i inni — *Zastosowanie tlenu do biochemicznego oczyszczania ścieków z koksowni.* Gosp. Wodna 5/72.

[15] Suschka J., Zieliński J. — *Urządzenia do natlenianie ścieków.* Arkady wrzesień 1979 r.

[16] Seweried D. E. — *Development of an improved secondary treatment process.* Dep. tank aeration and flotation clarification. TAPPI 1979 t. 62 nr 2 61—63.

[17] Swientek R. J. — *Depp-shaft wasterwater traetment reduces BOD 95% and TSS 90%* Food Process 1982 vol 43 str. 136—137.

[18] Leislner G. — *Abwasserreinigung alof kleinstem Raum mit dem Bio — Hochreaktor Von Hoechst.* Forum — Stadte-Hyg. 1979 T. 30 s. 70—73.

[19] Nelson J. K. — *Start — up and operation of Denver's oxygen activated sludge plant.* JWPCF 1979 T. 51 nr 5 s. 907—917.

[20] Graczyk M. — *Zastosowanie czystego tlenu do termofilowej stabilizacji wysokostężonych ścieków organicznych.* GWTS 6/1982.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Henryk Greinert
Andrzej Jędrczak

ZAWARTOŚĆ FENOLU W ODPADACH ODLEWNICZYCH ORAZ WODACH PODZIEMNYCH I POWIERZCHNIOWYCH W SĄSIEDZTWIE WYSYPISKA

Streszczenie

Celem pracy było stwierdzenie i określenie stopnia wymywalności fenolu z odpadowych mas formiersko-rdzeniarskich oraz ustalenie wpływu składowanych odpadów na jakość wód podziemnych i powierzchniowych. Stwierdzono, że najbardziej niebezpiecznymi są odpady rdzeniowe a zwłaszcza masy z nieutwardzoną żywicą. Zawierają one od 12,5 do 24,0 mg fenolu wymywalnego przez wodę w 1 kg odpadów. Ze składowanych na wysypisku odpadów wody opadowe wymywają fenol, który zanieczyszcza wody podziemne i powierzchniowe. Stężenie fenolu w wodach podziemnych na obszarze wysypiska wahało się w granicach od 0,0 do 0,06 mg/dm³.

Produkcja odlewów związana jest z powstawaniem znacznych ilości odpadów. Orientacyjnie na 1 kg wyprodukowanych, dobrych odlewów przypada od 0,4 do 0,5 kg odpadów z czego od 80 do 95% stanowią zużyte masy formiersko-rdzeniarskie a resztę zużle z żeliwiaków, pieców elektrycznych i ciepłownictwa. W tabeli 1 zestawiono ilości odpadów formiersko-rdzeniarskich nagromadzonych w Polsce i Dolnośląskich Zakładach Odlewniczych w Szprotawie wg stanu na koniec 1982 r. oraz ilości odpadów wytworzonych w tym roku w rozbiciu na wykorzystane gospodarczo, unieszkodliwione i składowane na wysypiskach [1, 2].

Tabela 1

ILOŚĆ ODPADÓW FORMIERSKO-RDZENIARSKICH NAGROMADZONYCH I WYTWORZONYCH W POLSCE ORAZ DZO SZPROTAWA W 1982 R.

Odpady mas formiersko-rdzeniarskich	Odpady nagromadzone, stan na 31.12.82 r. tys. ton	Odpady wytworzone w 1982 r., tys. t.			
		ogółem	wykorzystane	unieszkodliwione	składowane
Polska	5 432	1 599	875	3	721
DZO Szprotawa	420	10,4	6,9	—	3,5

Doc. dr hab. inż. Henryk Greinert, dr inż. Andrzej Jędrczak — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze

Charakterystyka mas formiersko-rdzeniarskich

Masy formiersko-rdzeniarskie są mieszaniną piasków i glin formierskich, różnego typu spoiw, pyłu węglowego i niewielkiej ilości środków pomocniczych. Ostatnio w coraz szerszym zakresie jako spoiwo wiążące ziarna piasku stosowane są żywice syntetyczne termo- lub chemoutwardzalne o niskim ciężarze cząsteczkowym.

Najbardziej przydatne do przygotowania mas formiersko-rdzeniarskich okazały się żywice fenolowo-formaldehydowe, zarówno typu rezolowego jak i nowolakowego oraz żywice mocznikowe. W tabeli 2 przedstawiono ilości ważniejszych materiałów zużywanych w ciągu roku do produkcji form w DZO Szprotawa oraz ich średni udział w masie.

Tabela 2

ILOŚCI MATERIAŁÓW ZUŻYWANYCH ROCZNIE W DZO SZPROTAWA DO WYKONANIA FORM I RDZENI

Nazwa materiału	Roczne zużycie, t.	Średni udział w masie,%
piaski kwarcowe	9 398	90 —96,8
piaski formierskie	1 249	
glina formierska	133	95,0
bentonit	696	0,4— 5,8
pył węglowy	393	0,5— 4,0
spoiwa olejowe	35	0,6— 2,1
piaski powlekane żywicami	22	
żywice		
— fenolowo-formaldehydowe KHDII		4,0
— mocznikowo-formaldehydowe Formal S		3,1
— mocznikowo-furfurylowe G-2S		3,2
urotropina	0,5	0,5
kwas ortofosforowy	1,2	1,0
sole amonowe	0,7	0,6

Zastosowanie żywic jako spoiwa ma szereg zalet w porównaniu z spoiwami tradycyjnymi [3, 4]. Spoiwa syntetyczne powodują znaczne podwyższenie wytrzymałości mechanicznej form odlewniczych, co pozwala na zmniejszenie grubości ścianek form a w konsekwencji na zmniejszenie ilości zużywanych mas formierskich. Odlewy wykonane w tych formach mają gładszą powierzchnię co zmniejsza nakład pracy przy późniejszej obróbce. Zastosowanie spoiw żywicowych umożliwiło wprowa-

dzenie w procesie odlewniczym bardzo ekonomicznej metody odlewania skorupowego.

Z innych korzyści stosowania żywic syntetycznych należy wymienić zmniejszenie ilości gazów wydzielających się podczas procesu odlewania.

Obok niewątpliwych korzyści stosowania żywic syntetycznych do przygotowania mas formierskich mogą występować również pewne następstwa ujemne. Przede wszystkim istnieje obawa, że ze składowanych na wysypiskach mas odpadowych, wody opadowe wymywają substancje chemiczne, które mogą zanieczyszczać wody podziemne i powierzchniowe. Szczególnie niebezpieczne z punktu widzenia ochrony wód są odpady zawierające nieutwardzone lub słabo utwardzone żywice fenolowe. Odpady takie zawierają pewne ilości wolnych fenoli, formaldehydu i innych substancji wymywanych przez wodę [5, 6, 7, 8, 9].

Cel i przedmiot badań

Przeprowadzone badania miały na celu stwierdzenie i określenie stopnia wymywalności fenolu z odpadowych mas formiersko-rdzeniarskich oraz ustalenie wpływu składowanych odpadów na jakość wód podziemnych i powierzchniowych.

Przedmiot badań stanowiły odpady odlewnicze z Dolnośląskich Zakładów Odlewniczych w Szprotawie składowane na wysypisku zakładowym.

Wymywalność fenoli z odpadów odlewniczych

Do oznaczania wymywalności substancji chemicznych z odpadów formierskich stosowanych jest szereg metod badawczych różniących się czasem trwania, warunkami prowadzenia wymywania oraz wielkością próby odpadów [7, 9, 10, 11].

W prowadzonych badaniach zastosowano metodę statyczną mieszania próbki odpadów z wodą w stosunku 1 : 10. Proces wymywania prowadzono przez 24 godziny. Próbkę odpadów w ilości 0,1 kg wprowadzano do zlewki i zalewano 1 dm^3 wody destylowanej. Zawartość zlewki mieszano co godzinę przez okres 5 minut za pomocą mieszadła wolnoobrotowego. Po upływie 24 godzin oddzielano roztwór od osadu. W roztworze oznaczano fenol a odpad poddawano ponownie procesowi wymywania. Kolejnym wymywaniom poddawano jedynie te odpady, dla których w roztworze po ługowaniu wykrywano fenol.

Badaniom wymywalności poddano próby odpadów odlewniczych pobrane w dniu 23 maja 83 r. z hałd położonych w sąsiedztwie DZO Szpro-

tawa oraz wału przeciwpowodziowego usypanego ze zużytych mas formierskich wzdłuż prawego brzegu rzeki Bóbr. Próby odpadów rozdrabniano w młynie do wielkości ziaren $< 1 \cdot 10^{-3}$m i poddawano wymywaniu. Charakterystykę prób odpadów, stężenie fenolu w roztworach po wymywaniu oraz zawartości fenolu wymywalnego przez wodę z 1 kg odpadów zestawiono w tabeli 3.

Dla roztworów po pierwszym wymywaniu w celu określenia ich toksyczności przeprowadzono test biologiczny na rozwielitkach. Wynik testu przedstawiono w tabeli 3 podając procent śmiertelności rozwielitek po 24 i 48 godzinach.

Wpływ odpadów odlewniczych na wody podziemne i rzekę Bóbr

W celu określenia wpływu składowanych odpadów formierskich na wody podziemne i powierzchniowe przeprowadzono rozszerzone analizy wody pobieranej z 5 odwiertów wykonanych na terenie wysypiska, ze studni znajdującej się w sąsiedztwie wysypiska, ze zbiornika wody przemysłowej, z zastoiska na prawym brzegu rzeki Bóbr oraz z rzeki Bóbr przed i za wysypiskiem. Dodatkowo wykonano analizy ścieków odprowadzanych z zakładu do rzeki.

Tabela 3

ZAWARTOŚĆ FENOLU I TOKSYCZNOŚĆ ROZTWORÓW PO ŁUGOWANIU ODPADÓW ODLEWNICZYCH Z DZO SZPROTAWA

Nr próby	Stężenie fenolu w roztworze wymywającym, mg/dm³		Ilość fenolu wymywanego z 1 kg odpadów, mg/kg	Śmiertelność rozwielitek, %	
	wymywanie I	wymywanie II		24 ha	48 ha
1.	12,5—24,0	0,036—0,042	125,4—240,4	35	90
2.	0,021—0,032	0,010—0,003	0,22—0,35	20	35
3.	0,010—0,006	0,0	0,10—0,06	15	25
4.	0,008—0,004	0,0	0,08—0,04	5	10
5.	0,0	—	0,0	0	0
6.	0,0	—	0,0	5	10
7.	0,005—0,003	0,0	0,05—0,03	10	15
8.	0,0	—	0,0	10	20

Charakterystyka prób

Próbka nr 1— masa rdzeniowa z nieutwardzoną żywicą fenolowo-formaldehydową

nr 2— wykorzystana masa rdzeniowa

nr 3 — masa formierska

nr 4— masa formiersko-rdzeniowa (uśredniona) pobrana z wału p/pow 50 m w dół rzeki od spiętrzenia

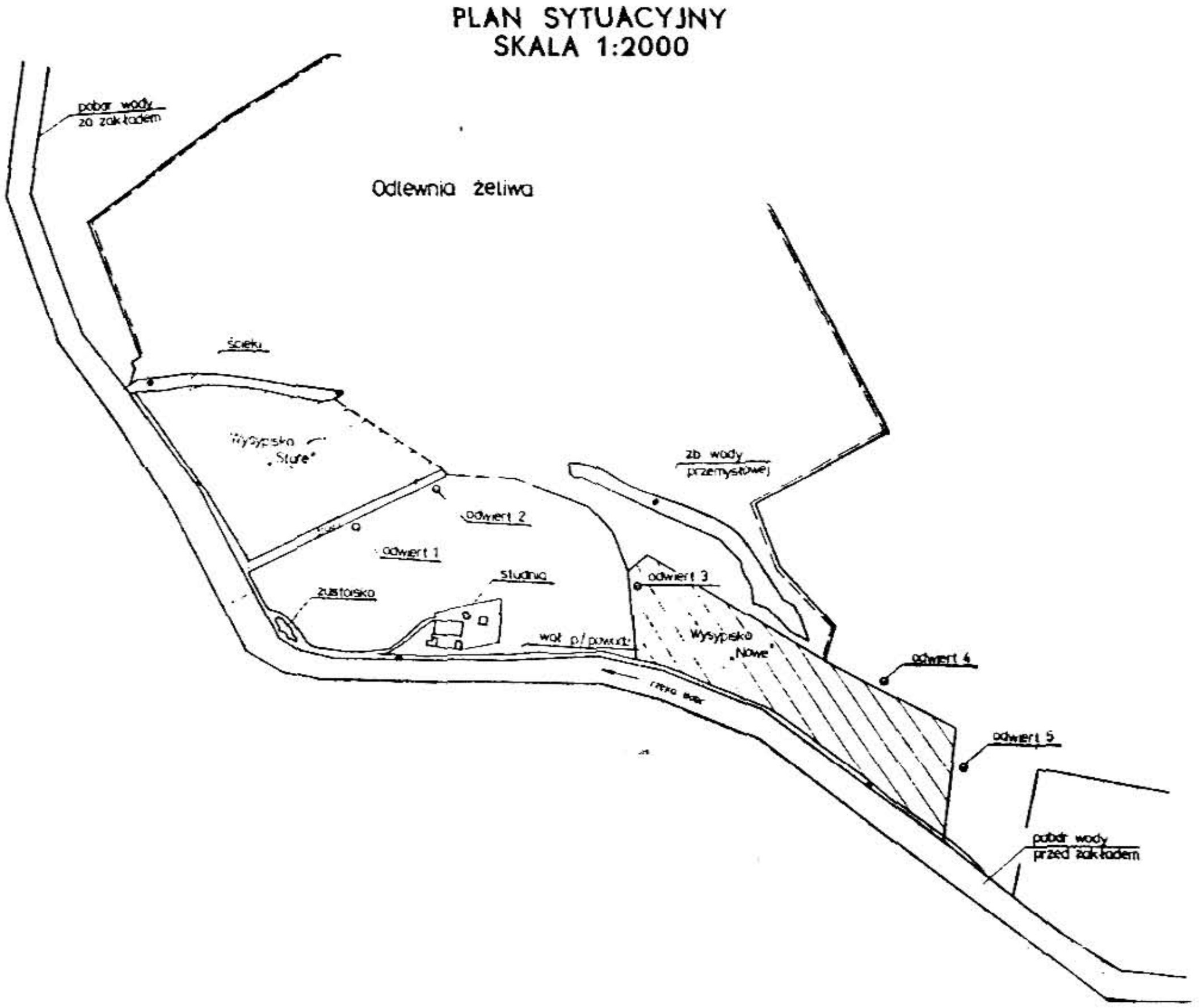
nr 5— masa formiersko-rdzeniowa (uśredniona) pobrana z wału p/pow 250 m w dół rzeki od spiętrzenia

nr 6— odpady pobrane z hałdy nie eksploatowanej od 1970 r. z warstwy na głębokości 1,0—1,2 m

nr 7— odpady pobrane z hałdy nie eksploatowanej od 1970 r. z warstwy na głębokości 2,0—2,4 m

nr 8— odpady żużlowe

Rozmieszczenie odwiertów na terenie wysypiska oraz miejsc pobierania prób wody powierzchniowej przedstawiono na rys. 1. Głębokość odwiertów wahała się od 1,5 do 3,5 m a głębokość studni wynosiła 6,5 m. Próby wody pobierano czterokrotnie w dniach 23.05, 6.06, 29.06 i 12.07.



Rys. 1. Rozmieszczenie odwiertów i miejsc poboru prób wody powierzchniowej

1983 r. W dniach 6 i 29 czerwca stan wody w odwiertach I, II i V był tak niski, że uniemożliwiał pobieranie prób wody. Wyniki analiz zestawiono w tabeli 4.

Tabela 4

ZAWARTOŚĆ FENOLU W WODACH PODZIEMNYCH I POWIERZCHNIOWYCH W POBLIŻU WYSYPISKA DZO W SZPROTAWIE

Miejsce poboru prób wody	Stężenie fenolu, mg/dm³			
	23.05	6.06	29.06	12.07
Odwiert I	0,008	—	—	0,016
Odwiert II	0,020	—	—	0,044
Odwiert III	0,000	0,010	0,020	0,036
Odwiert IV	0,000	0,014	0,020	0,000
Odwiert V	0,000	—	—	0,060
Studnia	0,000	0,000	0,000	0,000
Zbiornik wody przem.	0,000	0,000	0,000	0,000
Ścieki zakładowe	0,010	0,011	0,010	0,016
Bóbr — zastoisko	0,035	0,026	0,020	0,030
Bóbr powyżej wysypiska	0,000	0,000	0,000	0,000
Bóbr poniżej wysypiska	0,008	0,000	0,000	0,002

Omówienie wyników

Zawartości fenolu wymywalnego przez wody w odpadach odlewniczych są zróżnicowane w zależności od rodzaju odpadów i czasu ich składowania na wysypisku. Najwięcej fenolu zawierają odpady mas rdzeniowych z nieutwardzoną żywicą oraz wykorzystane masy rdzeniowe. Zawierają one na 1 kg masy odpadów odpowiednio 125÷240,4 mg i 0,22÷0,35 mg fenolu. Znacznie mniej fenolu (w porównaniu z odpadowymi masami rdzeniowymi) zawierają zużyte masy formierskie. Zawartość fenolu w 1 kg odpadów mas formierskich waha się w granicach 0,10÷0,06 mg. Uśrednione masy formiersko-rdzeniowe z wału przeciwpowodziowego i wysypiska nie eksploatowanego od 1970 r. można uznać za nieszkodliwe. Stężenie fenolu w wodzie po ługowaniu tych odpadów waha się w granicach od 0,0 do 0,008 mg/dm³. Dla większości prób było ono niższe od stężenia fenolu dopuszczalnego dla wód I klasy czystości. Odpady żużla nie zawierają fenoli.

Wyniki testu biologicznego potwierdzają wcześniejsze ustalenia, że najbardziej szkodliwe są odpady rdzeniowe a zwłaszcza masy z nieutwardzoną żywicą. Dla tych odpadów śmiertelność rozwielitek w wodzie po ługowaniu prób, po 48 godzinach, wynosiła 90%.

Analizy wód podziemnych i powierzchniowych pozwoliły ustalić, że fenol występuje w wodach podziemnych na obszarze wysypiska, w zastoisku na prawym brzegu Bobru, w ściekach zakładowych oraz w rzece Bóbr poniżej wysypiska. Nie stwierdzono występowania fenolu w wodzie ze studni i w zbiorniku wody przemysłowej. Stężenie fenolu w wodach podziemnych wahało się w granicach od 0,0 do 0,060 mg/dm^3, w wodzie z zastoiska od 0,,020 do 0,035 mg/dm^5 a w ściekach zakładowych od 0,010 do 0,016 mg/dm^3. W rzece Bóbr powyżej wysypiska nie wykryto fenolu, natomiast poniżej wysypiska w próbach wody pobranej w dniach 23.05 i 12.07.83 r. stwierdzono obecność fenolu o stężeniu 0,008 i 0,002 mg/dm^3.

Wnioski

1. Żużle i masy formierskie można zaliczyć do nieszkodliwych odpadów przemysłowych. Składowanie ich na wysypiskach zakładowych usytuowanych poza terenem zaopatrzenia w wodę nie powinno stanowić zagrożenia dla środowiska.
   Odpady te swym składem fizykochemicznym odpowiadają w przybliżeniu wymaganiom określonym dla drobnego materiału drogowego, dlatego celowe byłoby wykorzystanie ich jako materiału do niwelacji terenu i wykonywania nasypów.
2. Masy rdzeniowe a zwłaszcza masy rdzeniowe z nieutwardzoną żywicą ze względu na zawarty w nich duży ładunek fenolu, należy zaliczyć do odpadów przemysłowych niebezpiecznych. Wymywany przez wody opadowe fenol przedostaje się do wód podziemnych powodując lokalne zagrożenie środowiska.
3. Odpady rdzeniowe należy oddzielić od pozostałych odpadów odlewniczych i poddać utylizacji albo składować na wysypiskach uporządkowanych oczyszczając odcieki.

LITERATURA

[1] *Rocznik statystyczny 1982*, Główny Urząd Statystyczny, Rok XLII, Warszawa.
[2] DZO Szprotawa, dane nie publikowane.
[3] Skarbiński M., *Projektowanie procesów technologicznych w odlewni*, PWN, Warszawa 1960.
[4] Lewandowski L., *Materiały formierskie*, PWN, Kraków 1971.
[5] Włodarczyk K., *Opracowanie rozwiązań i zastosowanie metod ograniczających szkodliwy wpływ odpadów odlewniczych na środowisko naturalne. Etap I. Prace doświadczalno-badawcze nad migracją substancji chemicznych z odpadów na wysypisku do wód gruntowych.* Prace nauk. bad. I Od Kraków 1981.

[6] Polkowski J., *Badanie wpływu wybranych odpadów na środowisko i organizmy żywe*, Inst. Kształt. Środ., Warszawa 1980.

[7] Rakowski A., Kopeć B., *Wymywalność fenoli i niektórych innych związków z odpadowych mas formierskich*, Gaz, Woda i Techn. Sanit., 1974, 5(48), 1951.

[8] Morley G., Show F. M., *Disposal of waste materials*, *Chem. Binders*, A Foundries Warwich, 1976, Birmingham 1976, ref 24.

[9] Chmielewska B., Olszowski T., Rzeszut J., Skuza A., Włodarczyk K., Żmudzińska M., *Prace doświadczalne w aspekcie ograniczenia ujemnego wpływu odpadów odlewniczych na środowisko*, Prace nauk. bad. IOd, Kraków 1982.

[10] Rzeszut J., *Badania stopnia wymywalności substancji chemicznych z mas zwałowych z odlewni FSM w Skoczowie w aspekcie ochrony środowiska naturalnego*, Prace nauk. bad. IOd, Kraków 1982.

[11] Kopeć B., *Studium i ekspertyza nad wpływem wysypisk zużytych mas formierskich z WSW w Andrychowie na zanieczyszczenie wód substancjami szkodliwymi*, B. P. „Biprowod", Zabrze 1974.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Henryk Greinert
Michał Drab

MOŻLIWOŚCI WYKORZYSTANIA KORY SOSNOWEJ W UPRAWIE POMIDORÓW SZKLARNIOWYCH

Streszczenie

W artykule przedstawiono wpływ kory sosnowej ze składowiska, kory kompostowanej przez 6 miesięcy oraz mieszanek kory z torfem i obornikiem na plonowanie pomidorów oraz ich skład chemiczny. Wyniki pracy wykazały możliwość zastąpienia w produkcji warzywniczej torfu wysokiego korą sosnową. Mała pojemność wodna kory zmusza do częstszego podlewania uprawianych na niej roślin.

THE UTYLIZATION OF PINE BARK BY GROWING OF TOMATOES IN GREENHOUSE

Summary

The paper presents the influence of pine bark used without any treatment, composted during 6 months and mixed with peat and manure on the yield and chemical composition of tomatoes. The possibility for replacing the high moor peat with the pine bark in the growing of vegetables has been proved. The lower water capacity of pine bark have to be taken into consideration and the watering of plants must be more frequent then by peat soil.

W procesie przetwarzania drewna powstaje duża ilość odpadów w tym też kory. Według Budniaka [2] kora stanowi 8% ogólnej masy pozyskiwanego drewna. Ilość kory uzyskiwanej w regionie lubuskim przedstawia tabela 1.

Otrzymywana kora składowana jest w lasach, na terenach zakładów przemysłu drzewnego oraz często wywożona na wysypiska odpadów miejskich. Taki kierunek zagospodarowania kory jest nieuzasadniony, bowiem surowiec korowy może być użyty do produkcji materiałów budowlanych czy też w warzywnictwie szklarniowym.

W ostatnich latach w miarę wzrostu zainteresowania produkcją warzywniczą zwiększyło się zapotrzebowanie na materiały będące nośnikami substancji organicznej. W związku ze wzrostem trudności związanych z pozyskiwaniem torfu wysokiego oraz ze wzrostem kosztów jego transportu, zaistniała konieczność poszukiwania innych materiałów.

Doc. dr hab. inż. Henryk Greinert, dr inż. Michał Drab — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze

Tabela 1

BILANS KORY DRZEWNEJ W REGIONIE LUBUSKIM (WOJ. GORZOWSKIE I ZIELONOGÓRSKIE) ZA ROK 1980. SPORZĄDZIŁA A. ROMEJKO.

	Ilość powstającej kory m³ na rok	Rozchód			Zalegające zapasy z lat ubiegłych
		PGR	Kompost do szkółek	Wysypisko	
Zakłady przemysłu drzew.	17.748	100	10	5.314	600
Składnice LP	45.542	180	3.950	41.412	139.448
Razem	63.290	280	3.960	46.727	140.048

Spośród znanych, kora staje się coraz powszechniej stosowanym materiałem w warzywnictwie szklarniowym oraz szkółkarstwie [1, 3, 4, 7, 8, 9, 10, 12, 14, 15, 16, 20, 22, 23, 25].

Celem niniejszej pracy było określenie niektórych właściwości fizycznych i chemicznych kory kompostowanej oraz mieszanek kory świeżej z torfem i obornikiem, a także ich wpływu na plonowanie i skład chemiczny pomidorów uprawianych na sporządzonych podłożach.

Zakres i metodyka badań

Dla realizacji postawionego celu założono doświadczenie wazonowe w obiekcie szklarniowym Kombinatu Ogrodniczego w Zielonej Górze i prowadzono je w warunkach produkcyjnych.

Do doświadczenia użyto korę (około dwu lat składowaną) ze składowiska w Czerwieńsku. Stos kompostowy o wymiarach 3x2x1 ułożono 21.07.1980 r. Po upływie dwóch miesięcy stos przerobiono.

Po sześciu miesiącach założono doświadczenie wazonowe sporządzając mieszanki kory ze składowiska z torfem wysokim i obornikiem w stosunkach objętościowych według schematu:

1. kora kompostowana
2. kora ze składowiska
3. kora +torf wysoki 1:1
4. kora + torf wysoki 2:1
5. kora + torf wysoki 3:1
6. kora + torf wysoki 1:2
7. kora + torf wysoki 1:3
8. kora + obornik 1:1

9. kora + obornik 2:1
10. kora + obornik 3:1
11. kora + obornik + torf wysoki 1:1:1

Do wymienionych mieszanek zastosowano na 1 m^3: 5 kg kredy, 5 kg mieszanki MIS 4 cz. A, 160 g mieszanki MIS 4 cz. B. oraz 4 kg saletrzaku.

Każda kombinacja była powtórzona 20 razy. Wysadzenie pomidorów odmiany Nortona nastąpiło 15.01.1981 r.

W mieszankach przed posadzeniem i po zbiorach pomidorów określono pojemność wodną i gęstość przy pomocy cylinderków Kopecky'ego. Właściwości chemiczne określono metodami opracowanymi przez Nowosielskiego [16].

Określono plon pomidorów oraz skład chemiczny liści i owoców. Wyniki plonów opracowano statystycznie metodą analizy wariancji według wzorów [24] wykorzystując test q SNK.

Wyniki badań

Z zestawionych w tabelach 2 i 3 na podkreślenie zasługują wyniki odnośnie kapilarnej pojemności wodnej w ujęciu objętościowym. Wykazują one jednoznacznie, że kora ma niską kapilarną pojemność wodną. Im większy był udział kory w mieszankach tym mniejszą stwierdzano pojemność kapilarną. Zależności te nie uległy zmianie pod wpływem okresu wegetacji, bowiem wyniki po zbiorach pomidorów były podobne. Świadczy to o małych zmianach wywołanych rozkładem kory. Jednocześnie w korze wystąpiła dość duża niekapilarna pojemność wodna (różnica pomiędzy maksymalną a kapilarną wilgotnością) co należy uznać za zjawisko pozytywne.

Zastosowana dawka $CaCO_3$ do mieszanek korowo-torfowych okazała się za mała (tab. 4), ponieważ pH w H_2O nie podnosiło się powyżej 5,4. Powodowało to występowanie na niektórych pomidorach objawów niedoboru wapnia tzw. suchej zgnilizny.

W mieszankach korowo-torfowych stwierdzono zmniejszenie zawartości P, Mg, K, Mn, Zn i Fe w stosunku do kory.

Odczyn podłoży korowo-torfowych po zbiorach pomidorów (tab 5) nie ulegał zmianie, natomiast w podłożach korowo-obornikowych obniżył się, prawdopodobnie w wyniku rozkładu obornika. Zawartość składników: N, P, K, Na, Mg i Cu w podłożach korowo-obornikowych po zbiorach roślin zmniejszyła się w porównaniu z podłożami przed wysadzeniem roślin co może być wynikiem słabej retencji wodnej tych podłoży, a w konsekwencji wymywaniem wymienionych składników.

Tabela 2

NIEKTÓRE WŁAŚCIWOŚCI WODNE I GĘSTOŚĆ PRZED WYSADZENIEM POMIDORÓW

L.p.	Kombinacje	Gęstość	Wilgotność %					
			kapilarna		maksymalna		niekapilarna	
			wagowa	objętościowa	wagowa	objętościowa	wagowa	objętościowa
1.	Kora kompostowana	0,19	247,9	47,6	354,2	68,0	106,3	20,4
2.	Kora ze składowiska	0,20	246,1	50,0	376,8	76,6	130,7	26,6
3.	K+T 1:1	0,25	254,6	64,6	254,6	64,6	0,0	0,0
4.	K+T 2:1	0,22	271,3	59,0	355,9	77,4	84,6	18,4
5.	K+T 3:1	0,24	225,7	55,1	296,7	72,4	71,0	17,3
6.	K+T 1:2	0,19	332,7	64,3	386,5	74,7	53,8	10,4
7.	K+T 1:3	0,27	259,0	66,0	259,0	66,0	0,0	0,0
8.	K+Ob 1:1	0,24	239,7	61,6	250,1	65,8	10,4	4,2
9.	K+Ob 2:1	0,23	273,7	63,3	352,2	81,4	78,5	18,1
10.	K+Ob 3:1	0,24	250,8	59,2	337,6	79,7	86,8	20,5
11.	K+Ob+T 1:1:1	0,27	241,9	66,2	269,7	73,8	27,8	7,6
12.	Kora świeża	0,1	246,9	46,6	355,2	69,1	108,3	22,5
13.	Torf	0,17	275,1	46,9	282,1	48,1	7,0	1,2
14.	Obornik	0,33	222,4	73,1	223,0	73,3	0,8	0,2

Tabela 3

NIEKTÓRE WŁAŚCIWOŚCI I GĘSTOŚĆ PO ZBIORACH POMIDORÓW

L.p.	Kombinacja	Gęstość	Wilgotność					
			kapilarna		maksymalna		niekapilarna	
			wagowa	objętościowa	wagowa	objętościowa	wagowa	objętościowa
1.	Kora kompostowana	0,24	219,3	52,2	289,9	69,0	70,6	16,8
2.	Kora ze składowiska	0,20	266,4	50,0	353,9	71,2	87,5	21,2
3.	K+T 1:1	0,36	193,3	69,6	212,2	76,4	18,9	6,8
4.	K+T 2:1	0,20	330,0	67,2	392,1	79,7	62,1	12,5
5.	K+T 3:1	0,26	272,0	70,2	297,8	76,6	25,8	6,4
6.	K+T 1:2	0,22	344,9	75,6	344,9	75,6	0,0	0,0
7.	K+T 1:3	0,27	292,5	78,4	295,5	79,2	3,0	0,8
8.	K+Ob 1 : 1	0,30	216,2	64,0	241,5	71,5	25,3	7,5
9.	K+Ob 2:1	0,29	251,2	73,6	251,6	73,6	0,0	0,0
10.	K+Ob 3:1	0,23	285,2	66,4	323,0	75,2	37,8	8,8
11.	K+Ob+T 1:1:1	0,31	231,2	71,8	236,3	73,4	5,1	1,6

Tabela 4

WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNE PODŁOŻY ZASTOSOWANYCH PRZED WYSADZENIEM POMIDORÓW

L.p.	Kombinacja	pH		% suchej masy	% popiołu w s.m.	Zawartość składników w suchej masie											
						%						ppm					
		H_2O	KCl			N_{og}	P	K	Na	Ca	Mg	$N—NH_4$	$N—NO_3$	Mn	Cu	Zn	Fe
1.	Kora kompostowana	5,4	5,1	28,6	5,2	0,79	0,06	0,07	0,13	0,77	0,48	n.o.	n.o.	286	3	17	2094
2.	Kora ze składowiska	5,8	5,2	20,5	13,9	2,01	0,49	1,29	2,76	1,34	0,41	7440	3312	456	7680	63	5280
3.	K+T 1 : 1	5,5	4,8	29,8	15,6	1,68	0,45	0,96	2,41	2,32	0,31	4059	4653	247	5238	49	2970
4.	K+T 2 : 1	5,5	5,3	23,4	17,6	1,98	0,41	1,82	3,00	3,52	0,41	5203	4945	290	6450	47	4945
5.	K+T 3 : 1	5,6	5,4	26,6	14,2	1,88	0,35	1,11	2,65	3,36	0,37	4921	5402	249	5920	67	3700
6.	K+T 1 : 2	5,6	5,3	26,6	15,1	1,85	0,34	0,88	2,62	2,07	0,32	4329	4514	342	5772	64	5550
7.	K+T 1 : 3	5,5	5,4	25,6	15,1	1,99	0,45	1,21	2,64	2,57	0,35	5226	5460	217	5957	45	3700
8.	K+Ob 1 : 1	7,5	7,0	27,0	32,5	1,41	0,54	1,48	2,38	2,37	0,35	2627	1776	342	5143	55	5550
9.	K+Ob 2 : 1	7,1	6,8	27,0	28,7	1,63	0,51	1,66	2,62	2,37	0,35	3071	2146	347	5781	61	5180
10.	K+Ob 3 : 1	7,0	6,8	25,0	24,1	1,60	0,47	1,74	2,57	3,20	0,48	3600	1680	430	6140	84	6400
11.	K+Ob+T 1 : 1 : 1	6,9	6,7	27,4	26,9	1,62	0,42	1,46	2,73	2,28	0,48	3600	3780	270	5886	64	7200
12.	Kora świeża	5,4	5,2	19,0	7,5	0,63	0,06	0,13	0,18	1,38	0,10	159	159	357	—	58	3449
13.	Torf	4,0	3,0	36,1	16,3	1,15	0,10	0,07	0,59	0,39	0,06	1400	1400	70	2,8	35	1960
14.	Obornik	7,5	7,5	25,6	34,7	3,20	0,88	2,72	0,39	1,25	0,64	1170	390	721	34	140	7560

Tabela 5

WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNE PODŁOŻY PO ZBIORACH POMIDORÓW

L.p.	Kombinacja	pH		% suchej masy	% popiołu w s.m.	Zawartość składników w suchej masie									
						%						ppm			
		H_2O	KCl			N_{og}	P	K	Na	Ca	Mg	Mn	Cu	Zn	Fe
1.	Kora kompostowana	6,3	6,1	40,0	26,3	0,70	0,17	0,26	0,12	2,12	0,22	355	86		2250
2.	Kora ze składowiska	6,2	6,0	39,0	18,4	0,63	0,23	0,20	0,09	1,56	0,18	345	67	47	4352
3.	K+T 1:1	5,8	5,2	35,2	20,5	0,95	0,29	0,3[illegible]	0,10	2,27	0,24	269	54	38	4828
4.	K+T 2:1	5,6	5,2	27,8	30,5	1,03	0,33	0,41	0,68	1,18	0,34	565	75	84	11308
5.	K+T 3:1	5,8	5,2	37,2	19,7	0,88	0,31	0,31	0,15	1,64	0,27	390	50	56	4573
6.	K+T 1:2	5,3	4,7	33,8	18,8	0,93	0,13	0,30	0,26	1,95	0,23	325	49	38	4292
7.	K+T 1:3	6,4	6,1	35,8	32,3	1,19	0,28	0,25	0,08	2,03	0,26	390	34	50	5859
8.	K+Ob 1:1	6,5	6,2	39,4	38,5	0,91	0,41	0,25	0,13	1,17	0,38	571	68	69	9779
9.	K+Ob 2:1	6,2	5,8	43,6	30,4	0,80	0,37	0,26	0,11	1,37	0,29	526	55	63	6641
10.	K+Ob 3:1	6,6	6,0	41,2	27,6	1,21	0,63	0,28	0,91	1,60	0,42	547	51	75	7411
11.	K+Ob+T 1:1:1	6,0	5,7	43,2	41,1	0,84	0,31	0,23	0,07	1,59	0,29	346	92	54	4735

Tabela 6

PLONY Z 20 ROŚLIN POMIDORÓW w kg

L.p.	Kombinacje	I wybór	II wybór	Poza wyborem	Plony razem
1.	Kora kompostowana	15,61	0,22	0,96	16,79
2.	Kora ze składowiska	11,40	0,38	0,32	12,10
3.	K+T 1:1	10,03	0,36	**0,33**	10,72
4.	K+T 2:1	9,83	0,26	0,41	11,50
5.	K+T 3 : 1	10,58	0,30	0,34	11,22
6.	K+T 1:2	10,77	0,24	0,32	11,33
7.	K+T 1:3	12,22	0,34	0,34	12,90
8.	K+Ob 1:1	13,33	0,16	0,38	13,87
9.	K+Ob 2:1	13,98	0,12	0,48	14,54
10.	K+Ob 3:1	11,15	0,10	0,42	**11,67**
11.	K+Ob+T 1:1:1	10,79	0,10	0,31	11,20

Największe plony pomidorów (tab. 6) uzyskano na korze kompostowanej. Najsłabiej działały mieszanki korowo-torfowe, nieco lepiej natomiast reagowały pomidory na mieszanki obornikowo-korowe. Wyniki te wskazują na możliwość zastąpienia w produkcji szklarniowej torfu korą.

Zawartość składników mineralnych w owocach pomidorów (tab. 7) nie różni się istotnie. Dość duże różnice wystąpiły w zawartości sodu, manganu i cynku. W owocach pomidorów zawartości N—NO_3 wahały się w szerokich granicach. Najmniej azotanów stwierdzono w pomidorach zebranych z kory kompostowanej (3818 ppm), natomiast najwięcej na kombinacji kora + obornik w stosunku 3:1.

Czterokrotnie badana zawartość makroskładników w liściach pomidorów (tab. 8) ilustruje stan odżywienia w N, P, K, Na, Ca, i Mg badanych roślin w ciągu wegetacji. Nie stwierdzono większych różnic w zawartości tych pierwiastków na kombinacjach o przewadze kory w porównaniu z innymi kombinacjami.

Spośród oznaczanych mikroskładników (tab. 9) cynk i mangan wystąpiły w większych stężeniach na korze kompostowanej niż na pozostałych podłożach. W liściach pobranych w późniejszych okresach badań stwierdzono wyraźnie większe różnice w zawartości manganu. Zawartości Mn, Zn i Fe nie odbiegały od zawartości uważanych za normalne [17].

Tabela 7

ZAWARTOŚĆ SKŁADNIKÓW MINERALNYCH W SUCHEJ MASIE OWOCÓW POMIDORÓW

L.p.	Kombinacja	% suchej masy	%						ppm				
			N_{og}	P	K	Na	Ca	Mg	$N—NO_3$	Mn	Cu	Zn	Fe
1.	Kora kompostowana	6,0	3,15	0,66	2,24	0,75	0,50	0,20	3818	n.o.	n.o.	257	2075
2.	Kora ze składowiska	9,0	2,72	0,58	3,27	0,11	1,33	0,16	4120	33	33	33	610
3.	K+T 1:1	6,7	2,82	0,34	3,94	2,83	0,90	0,19	5632	201	37	119	670
4.	K+T 2:1	6,7	3,65	0,91	5,21	3,94	1,94	0,19	5900	186	37	119	670
5.	K+T 3:1	7,0	2,78	0,31	3,55	0,14	0,49	0,14	6901	106	—	37	781
6.	K+T 1:2	6,7	3,28	0,91	6,93	3,72	0,52	0,19	4827	298	74	119	894
7.	K+T 1:3	6,7	3,13	1,18	3,95	5,66	0,52	0,15	6705	149	74	134	670
8.	K+Ob 1:1	8,7	2,47	0,52	3,19	0,34	0,10	0,17	4514	103	28	80	627
9.	K+Ob 2:1	6,4	2,18	0,96	4,37	2,49	0,54	0,20	5054	179	62	117	969
10.	K+Ob 3:1	6,7	2,83	0,20	4,17	0,30	0,52	0,22	7241	37	n.o.	126	1788
11.	K+Ob+T 1:1:1	8,0	2,45	0,77	3,62	2,50	0,44	0,17	3825	24	44	125	500

Tabela 8

ZAWARTOŚĆ MAKROELEMENTÓW W 5-TYCH OD GÓRY
I PIERWSZYCH LIŚCIACH POMIDORÓW
NAD KAŻDYM KOLEJNYM GRONEM KWIATOWYM WYRAŻONA W % SUCHEJ MASY

Lp.	Kombinacje	N ogólny				P				K				Na				Ca				Mg			
		LIŚCIE ZNAD KOLEJNYCH GRON KWIATOWYCH																							
		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
1.	Kora kompostowana	5,90	5,00	5,00	5,00	0,70	0,49	0,42	0,36	4,62	3,25	4,60	3,20	0,20	0,16	0,12	0,16	0,70	0,65	0,55	1,25	0,25	0,17	0,16	0,23
2.	Kora ze składowiska	7,17	5,39	4,69	5,00	1,23	0,85	1,10	1,08	4,35	3,10	4,55	4,75	0,15	0,12	0,20	1,40	1,00	0,60	0,60	1,15	0,30	0,21	0,25	0,30
3.	K+T 1:1	6,12	5,18	5,39	5,46	1,30	0,91	1,02	1,02	4,40	3,20	4,80	4,90	0,24	0,21	0,17	0,16	1,15	0,60	1,88	1,00	0,35	0,20	0,27	0,25
4.	K+T 2:1	6,58	5,18	5,56	4,20	1,12	0,85	0,73	0,91	3,85	3,30	5,15	5,15	0,16	0,24	0,19	0,20	1,20	0,60	0,85	1,20	0,30	0,25	0,25	0,30
5.	K+T 3:1	6,23	5,56	5,07	4,69	0,80	0,93	0,99	0,99	3,52	2,80	4,00	4,55	0,17	0,24	0,29	0,35	1,83	0,55	0,85	1,20	0,27	0,22	0,25	0,26
6.	K+T 1:2	7,07	5,81	5,42	4,62	0,93	0,78	0,96	0,96	3,30	3,50	4,75	5,15	0,39	0,20	0,17	0,23	0,85	0,80	1,35	1,32	0,30	0,20	0,22	0,25
7.	K+T 1:3	7,21	5,81	5,42	5,07	0,96	0,96	1,02	1,10	4,00	3,00	5,60	5,45	0,16	0,23	1,25	0,14	1,20	0,55	1,25	1,20	0,30	0,17	0,24	0,25
8.	K+Ob 1:1	6,37	5,18	5,25	5,32	0,99	0,93	1,04	0,93	4,75	3,52	5,05	4,80	0,61	0,17	0,18	0,21	0,90	1,70	1,20	1,10	0,39	0,37	0,30	0,27
9.	K+Ob 2:1	6,02	4,72	5,42	4,58	1,08	0,93	1,02	0,85	4,75	3,95	5,38	5,70	0,16	0,17	0,21	0,24	1,30	0,90	1,35	1,50	0,39	0,30	0,35	0,30
10.	K+Ob 3:1	6,30	4,55	4,69	4,69	1,10	0,73	0,64	0,99	3,77	2,85	4,65	5,25	0,17	0,16	0,15	1,25	1,00	0,55	1,32	1,75	0,36	0,32	0,27	0,35
11.	K+Ob+T 1:1:1	6,02	5,07	4,97	4,62	1,08	0,78	0,93	0,87	4,00	3,85	4,00	5,95	0,20	0,57	0,21	0,21	1,20	0,85	0,90	2,30	0,35	0,30	0,27	0,39

Tabela 8

ZAWARTOŚĆ MIKROELEMENTÓW W 5-TYCH OD GÓRY I PIERWSZYCH LIŚCIACH POMIDORÓW NAD KAŻDYM KOLEJNYM GRONEM KWIATOWYM WYRAŻONA W PPM W SUCHEJ MASIE

Lp.	Kombinacje	Mn				Zn				Fe			
		Liście znad kolejnych gron kwiatowych											
		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
1.	Kora kompostowana	375	325	225	225	167	98	105	167	400	475	475	475
2.	Kora ze składowiska	112	50	212	162	75	77	90	62	300	300	400	262
3.	K+T 1:1	125	87	325	187	77	52	85	62	500	200	475	500
4.	K+T 2:1	112	92	325	225	75	55	95	60	625	375	262	275
5.	K+T 3:1	112	75	362	200	n.o.	72	115	62	400	375	300	400
6.	K+T 1:2	112	100	350	225	n.o.	65	90	85	325	200	262	525
7.	K+T 1:3	200	125	450	325	82	77	100	80	412	287	375	525
8.	K+Ob 1:1	87	50	350	212	60	62	100	57	400	500	425	287
9.	K+Ob 2:1	100	75	350	227	75	77	n.o.	77	400	300	300	275
10.	K+Ob 3:1	100	50	475	312	65	55	95	67	450	450	300	250
11.	K+Ob+T 1:1:1	150	75	325	325	95	77	122	90	487	300	450	275

Podsumowanie i wnioski

Przeprowadzone doświadczenie potwierdziło przydatność kory sosnowej jako podłoża w uprawie szklarniowej pomidorów. Do podobnych wniosków doszli w swoich pracach autorzy [14, 15, 16, 20, 21, 22, 23].

Szczególnie pozytywny wpływ na plonowanie pomidorów wywarło kompostowanie kory przez 6 miesięcy. Badania nad kompostowaniem kory prowadzili też autorzy prac [18, 19, 10, 25].

Wyniki badaczy [3, 4, 6, 7] wykazały, że do ujemnego działania kory świeżej na rośliny przyczyniają się zawarte w niej garbniki i żywice oraz silna sorpcja biologiczna azotu. Kompostowanie kory wyraźnie przyśpiesza jej rozkład (zwęża się stosunek C:N) i bardzo wyraźnie poprawia jej działanie.

Autorzy prac [11, 13] wykazali możliwość kompostowania kory z odpadami przemysłu spożywczego, pomiotu drobiu, osadu ściekowego, odpadków poubojowych drobiu oraz obornika bez względu na porę roku. Komposty te wykazały wysokie zawartości składników mineralnych oraz pełne unieszkodliwienie pod względem sanitarnym. W takich kompleksowych kompostach kora spełnia ważną rolę jako źródła substancji organicznej.

Pozytywne działanie wykazuje też stosowanie do kompostowanej kory azotu mineralnego. Przyśpiesza to wyraźnie jej rozkład i w konsekwencji wpływa korzystnie na uprawiane rośliny [8].

Na uwagę zasługuje nawożenie azotem roślin uprawianych na korze lub kompostach korowych. Oddziaływuje ono nie tylko na dynamikę wzrostu roślin i ich plonowanie, ale również na zawartość azotanów w owocach. Stąd też przy ustalaniu wysokości dawki azotu należy mieć na uwadze poza wielkością jakość zbieranych plonów.

Możliwość wykorzystania kory w ogrodnictwie oznacza zmniejszenie wydatków na torf, którego pozyskiwanie i transport często na dalekie odległości nie mogą być obojętne dla gospodarstw ogrodniczych.

Przy stosowaniu kory w warzywnictwie należy uwzględnić jej małą pojemność wodną w stosunku do innych surowców stosowanych w uprawie warzyw, a w związku z tym konieczne jest częstsze podlewanie prowadzonych na niej roślin.

Bardzo ważne jest regulowanie odczynu kory. Odczyn kory świeżej może wynosić nawet pH 4 [5] i waha się w zależności od wieku drzew, czasu zalegania na składowiskach, a także stopnia zanieczyszczenia powietrza SO_2. Należy go oznaczać w każdej partii, wapnując korę odpowiednio do stopnia zakwaszenia i wymagań roślin na niej uprawianych.

Uzyskane wyniki upoważniają do sformułowania następujących wniosków:

1. Istnieje realna możliwość zastąpienia torfu korą w warzywnictwie szklarniowym. Kora kompostowana wykazała przewagę nad pozostałymi kombinacjami.
2. Kora posiada małą retencję wodną i z tego też względu powinno się stosować częstsze podlewanie uprawianych na niej roślin.
3. Nie stwierdzono większych różnic w składzie chemicznym roślin uprawianych na korze i na innych podłożach.
4. Wyniki doświadczenia wykazały, że zalecana dawka wapnia nie zawsze wystarcza do pełnego odkwaszenia, dlatego dawkę tą należy ustalać w oparciu o wyniki badań laboratoryjnych.

LITERATURA

[1] Baumann E., Kelm I. — *Der Einfluss der Düngung mit unkompostierten Entrindungsabfällen auf den Ertrag von Feldgemüsepflanzen und einigen Eigenschaften eines Sandbodens.* Arch. Gärt. 1972, 20, 3, s. 217—227.

[2] Budniak F. — *Gospodarka odpadami przemysłu drzewnego. Sympozjum* naukowo-techniczne NOT *Stan i perspektywy gospodarki odpadami w środowisku.* Warszawa 1979, s. 143—159.

[3] Filipek Z., Duda J., Komar A. — *Wpływ nawożenia kompostowaną korą sosnową na wzrost i rozwój sadzonek sosny zwyczajnej.* Sylwan 1974, 4, s. 56—62.

[4] Filipek Z., Hoffman M., Duda J., Dragosz St. — *Wpływ nawożenia korą sosnową na wzrost i rozwój sadzonek sosny zwyczajnej.* Sylwan 1973, 6, s. 47—55.

[5] Filipek Z., Dragosz St. — *Badania składu chemicznego kory martwicowej i lustrzanki młodych sosen.* Sylwan 1977, 5, s. 15—25.

[6] Filipek Z., Duda J., Komar A.: Z badań nad kompostowaniem sosnowej kory odpadowej. Sylwan 1978, 3.39—44.

[7] Filipek Z., Duda J., Komar A. — *Wpływ kompostowanej kory na wzrost i rozwój sadzonek sosny.* Las Polski 1974, 22, s. 6—8.

[8] Filipek Z., Komar A. — *Produkcja kompostu z kory sosnowej w warunkach terenowych przy użyciu wody amoniakalnej.* Las Polski 1978, 7, s. 15—16.

[9] Gladkova L. — *Ispolzovanie kory drevesnych porod v rastienievodstwie.* Inf. biul. Dostiż. Nauk i Sel-choz. 1975. Ser. 1 Zemled, 11, s. 27—33.

[10] Haber Z. — *Możliwości wykorzystania kory sosnowej jako składnika substratu torfowo-korowego do uprawy roślin ozdobnych.* Torf. Biul. Inf. 1975, 2, s. 34—37.

[11] Hirn J., Kallio H., Tikanmäki E. — *Survival of fecal indicator bacteria in an industrial-scale composting procedure.* Ann. Agric. Fenn. 1982, t. 21, 3, s. 137—145.

[12] Kafarski K., Piasecka T. — *Ocena wartości podłoża do ukorzenienia sadzonek goździków.* Ogrodnictwo 1976, 3, s. 67—69.

[13] Kallio H., Tikanmäki E. — *Composting of sewage sludge and other wastes from food processing plant in Finland.* Ann. Agric. Fenn. 1982, t. 21, 2, s. 91—102.

[14] Kruse J. — *Torf i kora jako podłoża do pędzenia narcyzów.* Ogrodnictwo 1977, 8, s. 209—211.
[15] Kruse J. Piasecka E. — *Wykorzystanie kory jako podłoża do pędzenia tulipanów.* Ogrodnictwo 1980, 4, s. 98—99.
[16] Nowosielski O. — *Nawożenie roślin warzywniczych.* PWRiL Warszawa 1973.
[17] Nowosielski O. — *Metody oznaczania potrzeb nawożenia.* PWRiL Warszawa 1974.
[18] Ostalski R. — *Badania nad kompostowaniem kory sosnowej i sosnowo-brzozowej w zakładach przemysłu celulozowo-papierniczego.* IBL 1972, s. 71.
[19] Ostalski R. — *Utylizacja odpadów korowania w zakładach celulozowo-papierniczych na nawozy organiczne.* Przegl. papiern. 1974, 20, 2, s. 67—68.
[20] Praca zbiorowa pod redakcją K. Boratyńskiego. *Nawozy organiczne.* PWRiL Warszawa 1977.
[21] Pudelski T. — *Peat, bark and sawdust mixtures as growing media for vegetable „crops under grass".* Bucuresti 1976.
[22] Pudelski T. — *Podłoża z torfu niskiego, kory i trocin drzew iglastych w uprawie goździka i pomidora pod szkłem.* Ogrodnictwo 1978, 11, s. 287—290.
[23] Pudelski T. — *Sphagnum or lowmoor peat, pine bark and pine bark* composts as a substrate for greenhous cucumber grown on straw bales. Proc. of the Symposium *Artificial media in horticulture.* Gent 1973.
[24] Ulińska M. — *Technika obliczeń przy opracowaniu wyników doświadczeń rolniczych.* PWRiL Warszawa 1957.
[25] Wojciechowska H. — *Komposty korowe w uprawie roślin ozdobnych.* Owoce 1973, 17, s. 18—19.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ◆ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Henryk Greinert
Michał Drab
Jerzy Mendaluk

KSZTAŁTOWANIE SIĘ ZAWARTOŚCI $N\text{-}NO_3$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NH_4$ i $P\text{-}PO_4$ W WODACH RZEK OBRZYCY I OBRY LENIWEJ W LATACH HYDROLOGICZNYCH 1981/82 ORAZ 1982/83

Streszczenie

Celem pracy było określenie zmian zawartości $N—NO_2$, $N—NO_3$, $N—NH_4$ i $P—PO_4$ w wodach rzek Obrzycy i Obry Leniwej będących głównym źródłem wody pitnej dla miasta Zielona Góra.
Stwierdzono, że Obrzyca jest mniej zanieczyszczona niż dopływająca do niej Obra Leniwa. W okresie wegetacji roślin zawartość badanych składników w wodach badanych rzek była najniższa.

Azot i fosfor to główne składniki biogenne decydujące o eutrofizacji wód. Źródłem ich są ścieki komunalne (według Imhoffa [6] od jednego mieszkańca do ścieków trafia 13 g azotu i 4,9 g fosforu) oraz nawozy mineralne stosowane w rolnictwie [14]. Dawki nawozów mineralnych (NPK) na jednostkę powierzchni użytków rolnych w Polsce osiągnęły już dość wysoki pułap. W województwie zielonogórskim w roku 1981 stosowano około 260 kg NPK na 1 ha [16].

Problemy te mają szczególnie istotne znaczenie w strefie ujęć wody pitnej dla ludności.

Celem niniejszej pracy było określenie zmian zawartości $N—NO_2$, $N—NO_3$, $N—NH_4$ oraz $P—PO_4$ w wodach rzek Obrzycy i Obry Leniwej będących głównym źródłem wody pitnej dla miasta Zielona Góra.

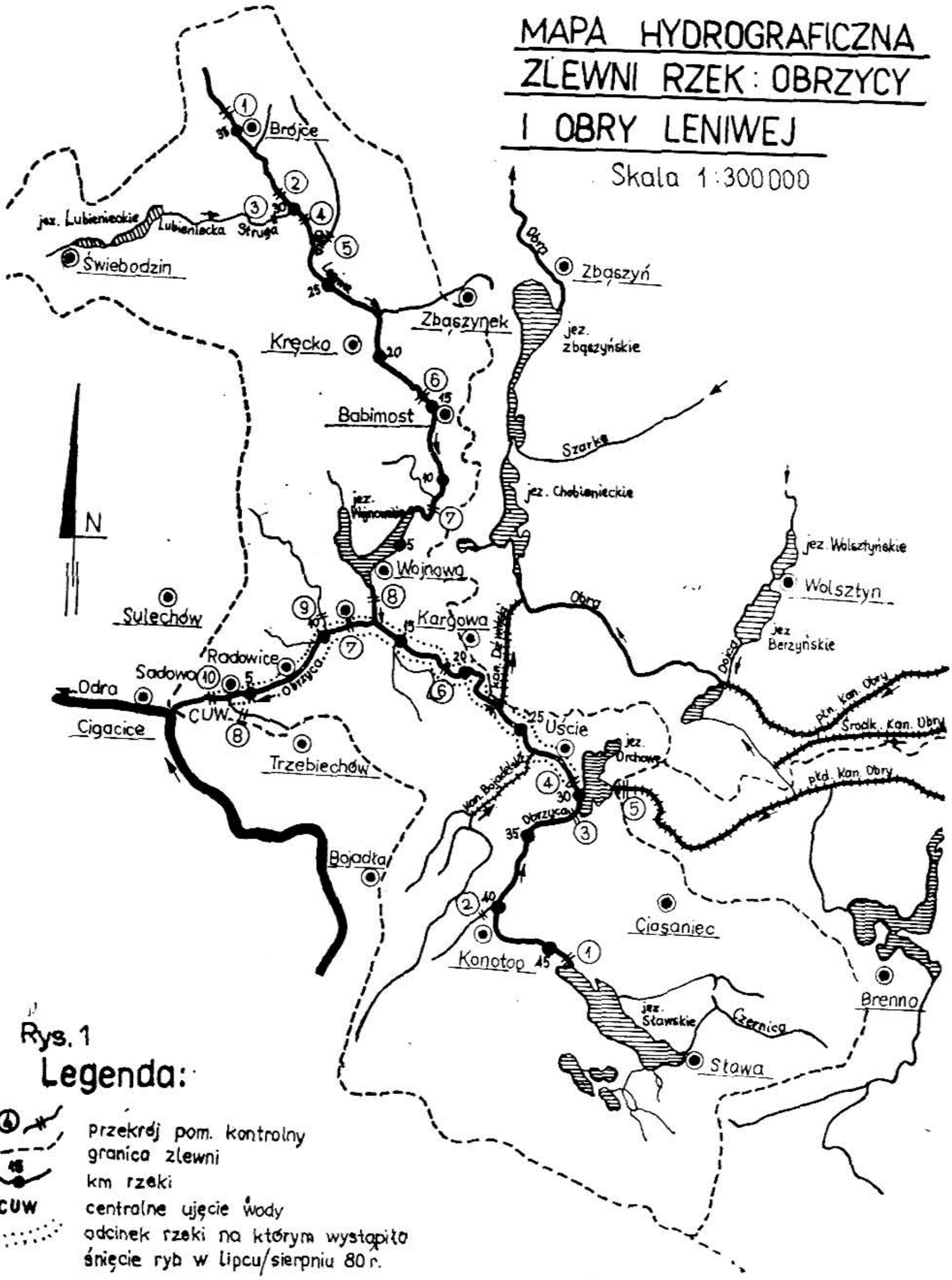
Materiał badawczy

Obrzyca jest największym prawobrzeżnym dopływem rzeki Odry na jej odcinku w granicach województwa zielonogórskiego. Całkowita powierzchnia zlewni $F = 1881$ km² (rys. 1).

Całkowita długość rzeki Obrzycy wynosi 49,6 km [11, 12].

Rzeka Obrzyca przepływa głównie przez tereny stanowiące tarasy akumulacji lodowcowo-rzecznej oraz utwory deluwialne. Większość gleb

Doc. dr hab. inż. Henryk Greinert, dr inż. Michał Drab — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze
Mgr Jerzy Mendaluk — Wojewódzki Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Zielonej Górze


MAPA HYDROGRAFICZNA
ZLEWNI RZEK: OBRZYCY
I OBRY LENIWEJ
Skala 1:300000
Brójce
jez. Lubieniedkie
Lubieniecka Struga
Świebodzin
Zbąszynek
Krępsko
Zbąszyń
jez. zbąszyńskie
Obra
Babimost
Szarka
jez. Chobienieckie
jez. Wojnowskie
Wojnowa
Sulechów
Kargowa
Radowice
Sadowo
Odra
CUW
Cigacice
Trzebiechów
Bojadła
Uście
jez. Orchowo
Obrzyca
Kan. Bojadelski
jez. Wolsztyńskie
Wolsztyn
jez. Berzyńskie
Dopływ
Ptn. Kan. Obry
Środk. Kan. Obry
Pkd. Kan. Obry
Ciąsaniec
Konotop
Brenno
jez. Sławskie
Czernica
Sława
N
Rys. 1
Legenda:
przekrój pom. kontrolny
granica zlewni
km rzeki
CUW centralne ujęcie wody
odcinek rzeki na którym wystąpiło śnięcie ryb w lipcu/sierpniu 80 r.

Rys. 1

stanowią piaski fluwioglacjalne. W związku z tym teren jest w przeważającej części zalesiony [1, 9].

Głównymi źródłami zanieczyszczeń zlewni rzeki Obrzycy są: Zakłady Przemysłu Cukierniczego „Goplana" w Kargowej (598 m^3 ścieków na dobę), PGR Kargowa i miejscowość Kargowa (341 m^3) oraz Ośrodek Turystyki Wypoczynkowej w Sławie (120 m^3 ścieków na dobę)

Obra Leniwa płynie w dolinie rozciągającej się pomiędzy utworami moreny czołowej w znacznym stopniu wytworzonej z gliny. Z tego też względu większość gleb zlewni tej rzeki zajęta jest pod uprawy rolne.

Całkowita powierzchnia zlewni Obory Leniwej wynosi 410 km^2. Długość rzeki sięga 37,6 km.

Głównymi źródłami zanieczyszczeń w zlewni Obry Leniwej są: Lubieniecka Struga prowadząca ścieki miasta Świebodzina w ilości 5436 m^3 na dobę, miejscowość Babimost (600 m^3 na dobę), oraz PKP Zbąszynek 380 m^3 ścieków wna dobę.

Tabela 1

CHARAKTERYSTYKA PRZEKROJÓW POMIAROWO-KONTROLNYCH ZLOKALIZOWANYCH NA RZECE OBRZYCY

Kolejny nr przekroju	Nazwa rzeki lub dopływu	Położenie p.p.k.	Najbliższa miejscowość km biegu	Uwagi
1	rz. Obrzyca	wypływ z J. Sławskiego	Lubiatów 49,5	
2	rz. Ciekąca	ujście do rz. Obrzycy	Konotop	
3	rz. Obrzyca	pon. miejscowości	Konotop 40,9	dopływ ścieków z gorzelni Konotop
4	rz. Obrzyca	pon. J. Orchowego	Ujście Stare 29,3	
5	Płd. Kanał Obry			
6	rz. Obrzyca	pon. Kargowej	Chwalim 16,0	dopływ ścieków z Kargowej
7	rz. Obrzyca	pon. Obory Leniwej	Smolno Wlk. 11,3	
8	Kanał Obrzycko rów melioracyjny	w miejsc. Ostrzyce przed ujściem do Obrzycy	Klępsk	
9				
10	rz. Obrzyca	rejon ujęcia wody dla Zielonej Góry	2,4	

W zlewi rzek Obrzycy i Obry Leniwej występują jeziora: Sławskie, Orchowe i Wojnowskie. Mają one charakter eutroficzny.

Tabele 1 i 2 przedstawiają charakterystykę przekrojów pomiarowo-kontrolnych zlokalizowanych na Obrzycy (10 p.p.k.) i Obrze Leniwej (8 p.p.k.).

Tabela 2

CHARAKTERYSTYKA PRZEKROJÓW POMIAROWO-KONTROLNYCH ZLOKALIZOWANYCH NA OBRZE LENIWEJ

Kolejny nr przekroju	Nazwa rzeki lub dopływu	Położenie p.p.k.	Najbliższa miejscowość km biegu	Uwagi
1	rz. Obra Leniwa	pow. miejscowości	Brójce 36,0	
2	rz. Obra Leniwa	pon. Brójec	Wilenko 31,5	
3	rz. Lubiniecka Struga	przed ujściem do Obry		dopływ ścieków ze Świebodzina
4	rz. Obra Leniwa	pon. ujścia Lubinieckiej Strugi	29,0	
5	Główny Odpływ	ujście do Obry Leniwej		dopływ ścieków z Zakładów Utylizacji w Brójcach
6	rz. Obra Leniwa	pon. rowu melioracyjnego	Podmokle 15,8	dopływ ścieków z PKP Zbąszynek
7	rz. Obra Leniwa	pon. Babimostu	Kuligowo 6,9	dopływ ścieków z Babimostu
8	rz. Obra Leniwa	przed ujściem do Obrzycy, wpływ z J. Wojnowskiego	2,4	

Tabela 3 przedstawia przepływy charakterystyczne, w niektórych kontrolowanych punktach pomiarowo-kontrolnych na badanych rzekach.

W tabeli 4 przedstawiono średnie miesięczne temperatury powietrza i sumy miesięcznych opadów w okresach badań dla Stacji Meteorologicznej WOPR Kalsk położonej najbliżej zlewni obu rzek.

Dane zawarte w tabeli 4 wskazują, że lata hydrologiczne 1981/82 i 1982/83 były latami znacznie odbiegającymi od wielolecia, głównie ze względu na niskie opady atmosferyczne oraz wyższe temperatury,

Tabela 3

ZESTAWIENIE WYBRANYCH PRZEPŁYWÓW CHARAKTERYSTYCZNYCH (WIELKOŚCI PRZYBLIŻONE) W PUNKTACH POMIAROWO-KONTROLNYCH NA OBRZYCY, OBRZE LENIWEJ

Wyszczególnienie	Nazwa rzeki oraz nr przekroju pomiarowo-kontrolnego											
	Obrzyca						Obra Leniwa					
	1	2	4	6	7	10	1	2	4	6	7	8
Km. biegu rzeki	49,5	40,9	29,3	16,0	11,8	2,5	36,0	31,5	29,0	15,8	6,9	2,4
Powierzchnia zlewni (km^2)	220	650	1155	1272	1701	1881	39,6	44,3	170,5	302,6	324,0	392,0
Przepływ średni m^3/sek	0,83	2,32	4,82	5,25	6,97	7,73	0,06	0,07	0,304	1,25	1,34	1,62

Tabela 4

ŚREDNIE MIESIĘCZNE TEMPERATURY I SUMY OPADÓW W LATACH BADAŃ DLA STACJI METOROLOGICZNEJ WOPR KALSK

	X	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	$\bar{x}$
temperatury °C													
Rok 1981/82	3,9	-4,3	-3,2	-0,7	5,0	6,5	13,0	13,0	19,8	19,3	16,5	11,3	8,7
Rok 1981/82	5,5	2,0	3,3	-1,9	5,1	9,6	13,3	13,3	21,3	19,6	14,0	10,8	10,0
Wielolecie	4,5	0,6	-3,1	0,6	4,2	6,6	13,5	13,5	16,5	17,1	13,2	8,6	8,2
opady w mm													
Rok 1982/83	47	36	49	8	31	17	27	41	22	23	6	32	339
Rok 1982/83	36	25	51	28	24	43	67	42	29	91	14	30	480
Wielolecie	39	50	33	18	42	35	46	40	92	65	66	38	564

Metodyka badań

Badania stanu czystości wód Obrzycy i Obry Leniwej prowadzi Wojewódzki Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Zielonej Górze od 1976 roku w sposób ciągły i kompleksowy.

W niniejszej pracy wzięto pod uwagę lata hydrologiczne 1981/82 i 1982/83. W każdym z wymienionych okresów pobierano próby wody do analiz w ustalonych przekrojach pomiarowo-kontrolnych co najmniej je-

den raz w miesiącu. Z rzeki Obrzycy pobrano wodę 19 razy, a z Obry Leniwej 20 razy w roku.

W próbach wody wykonano analizy pod względem właściwości fizycznych, chemicznych i bakteriologicznych według Hermanowicza [4].

W opracowaniu uwzględniono oznaczenia $N—NO_2$, $N—NO_3$, $N—NH_4$ i $P—PO_4$.

Wykorzystując średnie przepływy w rzekach na poszczególnych punktach pomiarowo-kontrolnych obliczono ilości składników, które spłynęły z powierzchni 1 ha w zlewniach.

Omówienie wyników

Zawartość badanych składników w wodach rzek Obrzycy i Obry Leniwej przedstawiają rysunki od 2 do 5.

Wody Obry Leniwej są znacznie bardziej zanieczyszczone niż wody Obrzycy. Wyniki te potwierdzają wyniki badań prowadzonych w latach poprzednich [7, 8, 11, 12].

Szczególnie duży wpływ na przyrost stężenia form azotu i fosforu w Obrze Leniwej wywierają ścieki miasta Świebodzina, o czym świadczy fakt, że poniżej ujścia Lubienieckiej Strugi (punkt 4) stwierdzono wielokrotny wzrost wszystkich składników.

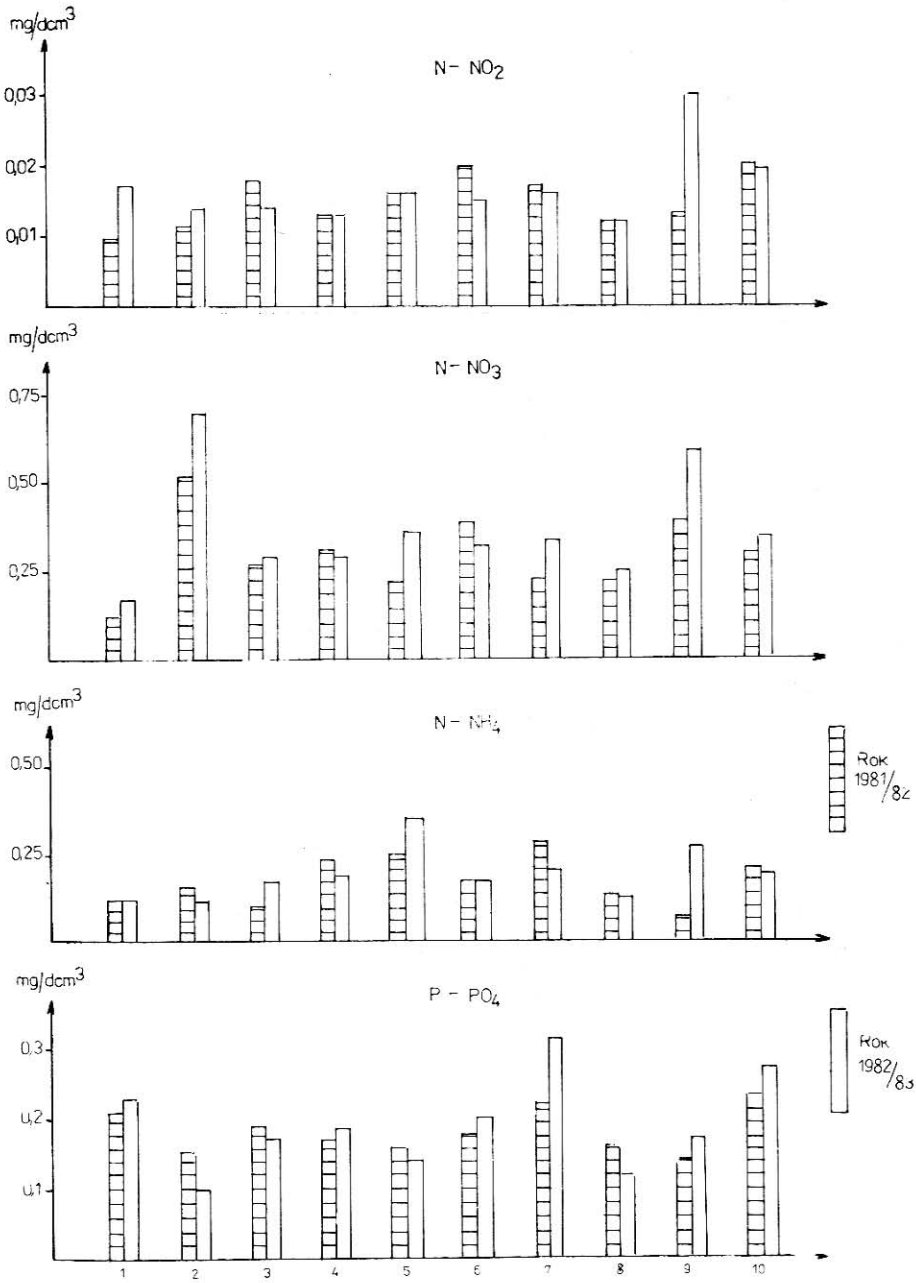
Najmniej zanieczyszczona woda była w punktach: 5, 1, 2, i 8. Związane było to z wodami niezanieczyszczonymi ściekami komunalnymi (punkty 5, 1, 2) oraz wpływem J. Wojnowskiego na redukcję zanieczyszczeń (punkt 8).

Rzeka Obrzyca zawiera znacznie mniej badanych składników. Stan czystości w poszczególnych punktach poboru prób jest mniej zróżnicowany.

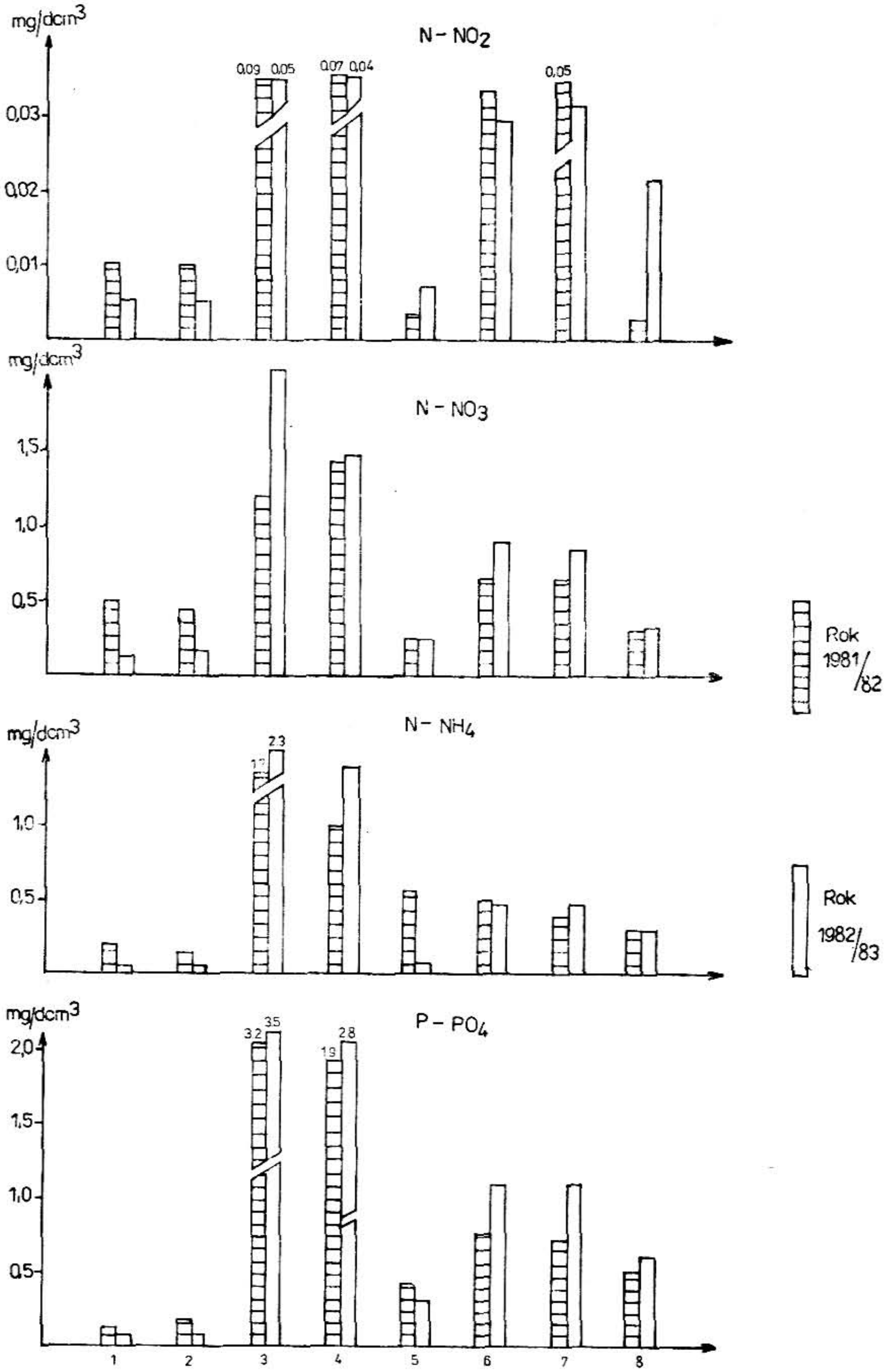
Najmniej azotu we wszystkich formach stwierdzono w wodzie wypływającej z J. Sławskiego (punkt 1). Nie wystąpiło to w przypadku fosforanów. Choiński [5] zaobserwował duży wpływ wód podziemnych na zasolenie rzek (85%). Fakt ten mógł wpłynąć na podwyższoną zawartość fosforu w badanych wodach.

Wody dopływające z terenów typowo rolniczych zawierają najwięcej azotanów (punkty 2 i 9), natomiast fosfor i amoniak takiej reguły nie potwierdzają. Najwięcej azotynów wystąpiło w wodzie pobranej w punkcie 9 (rów melioracyjny dopływający z Klępska).

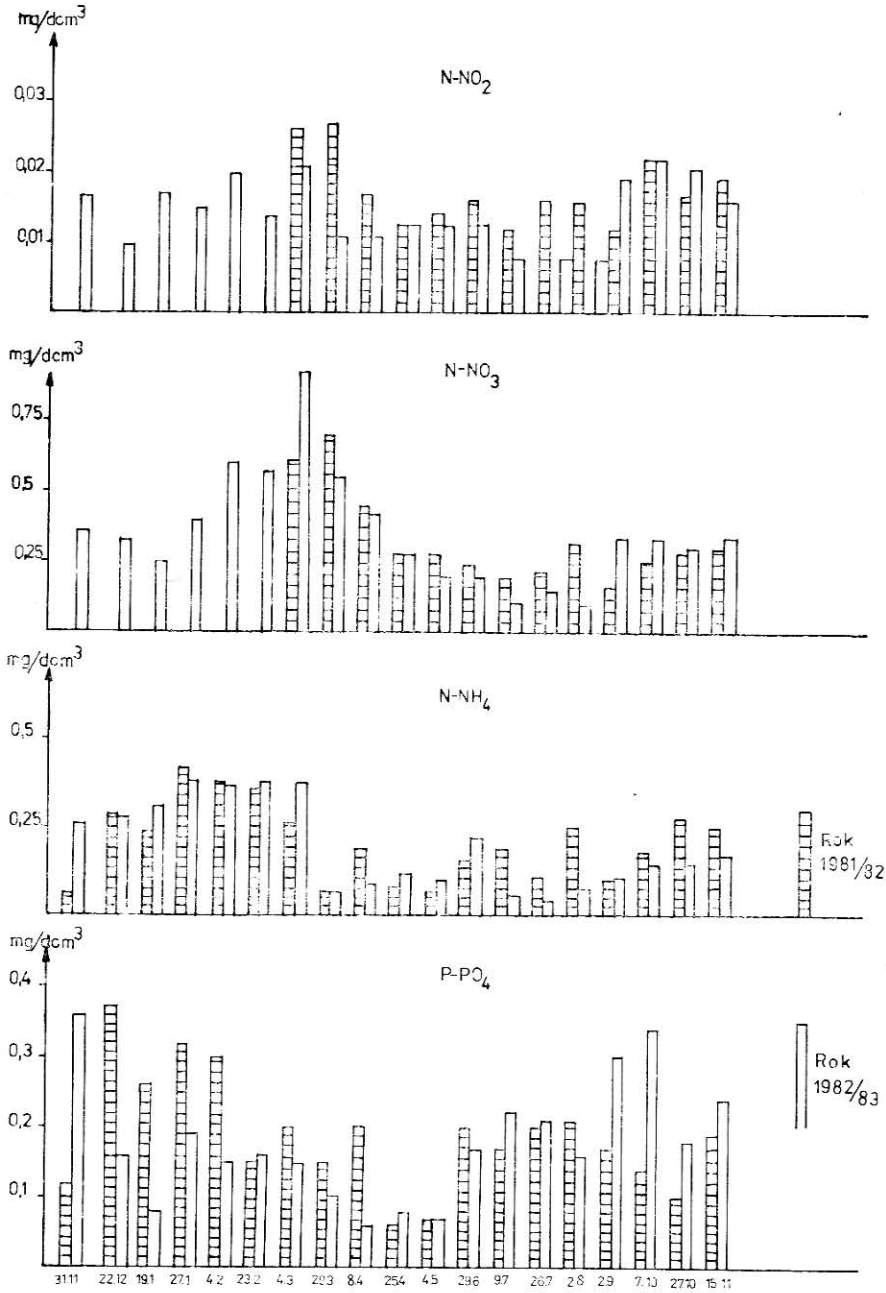
Przyczyną większego zanieczyszczenia Obry Leniwej może być oprócz spływu ścieków ze Świebodzina znacznie mniejsze zalesienie jej zlewni oraz mniejszy udział powierzchni zadarnionych niż ma to miejsce w zlewni Obrzycy (10, 13, 15).



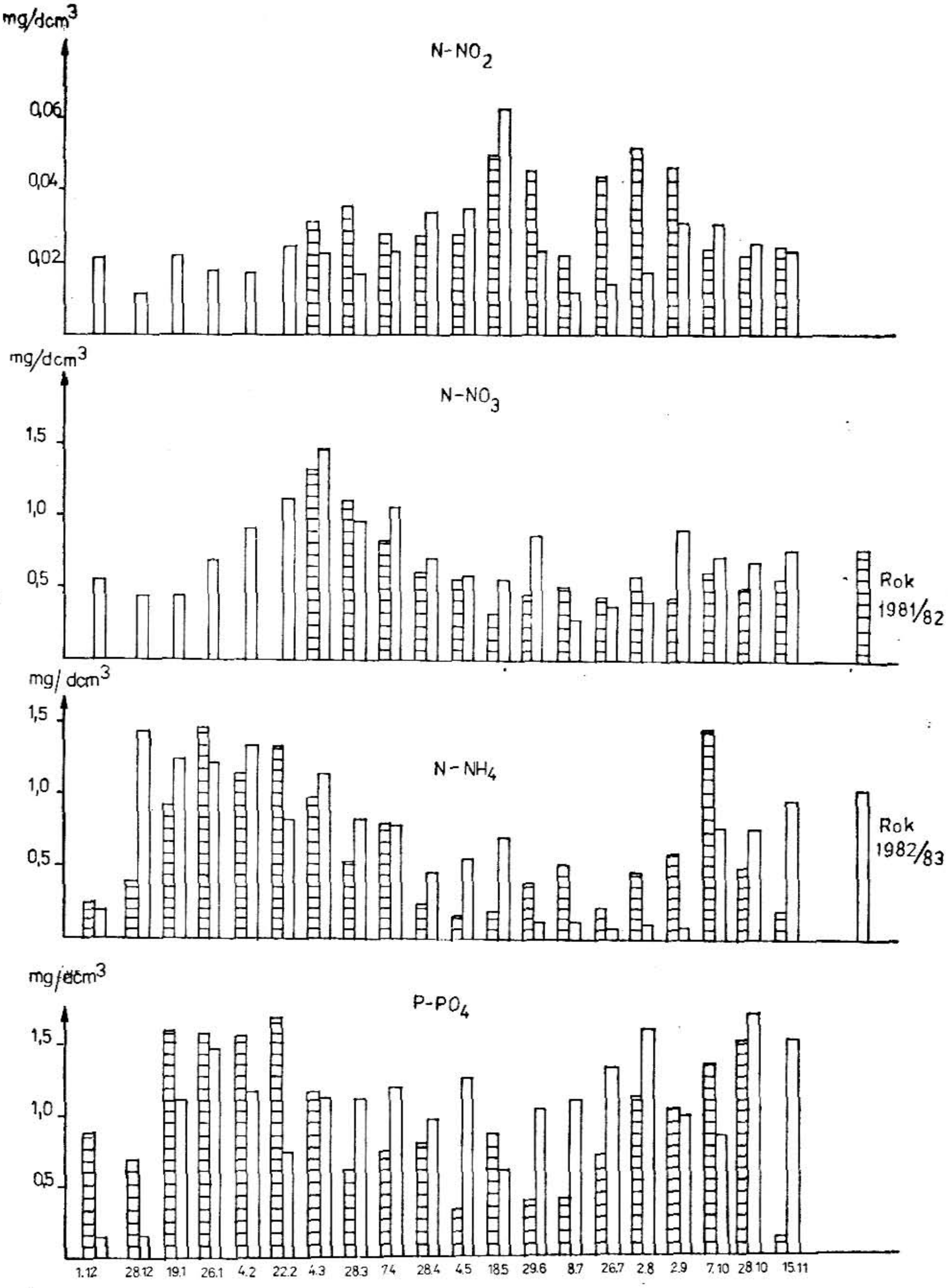
Rys. 2. Średnie zawartości P—PO₄, N—NO₃, N—NO₂ w wodzie Obrzycy w poszczególnych punktach poboru prób



Rys. 3. Średnie zawartości $P—PO_4$, $N—NH_4$, $N—NO_3$, $N—NO_2$ w wodzie Obry Leniwej w poszczególnych punktach poboru prób



Rys. 4. Średnie zawartości PPO_4, $N—NH_4$, $N—NO_3$, $N—NO_2$ w wodzie rzeki Obrzycy w latach 1981/82 oraz 1982/83



Rys. 5. Średnie zawartości $P—PO_4$, $N—NH_4$, $N—NO_3$, $N—NO_2$ w wodzie rzeki Obry Leniwej w latach 1981/82 oraz 1982/83

Badane składniki w obu rzekach wykazały podobną zmienność w czasie (rys. 4 i 5).

W miesiącach zimowych i wczesno-wiosennych wystąpiły największe koncentracje składników. W okresie wegetacji roślin (IV—VII) stężenia te były najmniejsze, by potem w następnych miesiącach stopniowo wzrastać. Tej reguły nie zanotowano jedynie w przypadku N—NO_2 w Obrze Leniwej. Podobne wahania zawartości składników uzyskali inni autorzy [2, 3, 10, 15].

Zmniejszenie się zawartości składników w wodach w okresie nasilonego ich poboru przez rośliny może sugerować zmniejszenie spływu powierzchniowego przez szatę roślinną oraz sorbcję biologiczną ich rozpuszczalnych form.

Między latami hydrologicznymi 1981/82 i 1982/83 nie wystąpiły większe różnice stężeń azotu i fosforu. Jedynie w wodzie Obry Leniwej wiosną i latem stwierdzono więcej fosforanów w 1982/83 niż w roku poprzedzającym.

W tabeli 5 przedstawiono przybliżone spływy składników chemicznych z poszczególnych zlewni cząstkowych, dla których dostępne były wartości przepływów. Dane te mogą być obciążone spływem ścieków komunalnych jak też efektem samooczyszczania się wód. Niemniej uzyskane wyniki dają pewien obraz spływów składników z powierzchni zlewni. Podobne rezultaty osiągnęli inni badacze [3, 10, 13, 15].

Tabela 5

SPŁYW SKŁADNIKÓW CHEMICZNYCH Z POSZCZEGÓLNYCH ZLEWNI CZĄSTKOWYCH RZEK OBRZYCY ORAZ OBRY LENIWEJ W LATACH HYDROLOGICZNYCH 1981/82 I 1982/83

	Składnik	Lata badań	Nazwa rzeki oraz nr przekroju pomiarowo-kontrolnego											
			Obrzyca						Obra Leniwa					
			1	2	4	6	7	10	1	2	4	6	7	8
Spływ składnika w kg z 1 ha zlewni	P— PO_4	1982	0,25	0,17	0,22	0,23	0,28	0,30	0,06	0,08	1,05	0,96	0,89	0,65
		1983	0,27	0,11	0,22	0,27	0,40	0,35	0,03	0,04	1,58	1,38	1,38	0,79
	N— NH_4	1982	0,14	0,18	0,30	0,22	0,37	0,27	0,09	0,07	0,57	0,65	0,53	0,40
		1983	0,14	0,12	0,25	0,22	0,26	0,25	0,02	0,02	0,79	0,60	0,60	0,36
	N— NO_3	1982	0,14	0,59	0,41	0,51	0,30	0,39	0,24	0,22	0,80	0,83	0,83	0,40
		1983	0,20	0,79	0,38	0,42	0,44	0,45	0,06	0,08	0,83	1,17	1,12	0,43
	N NO_2	1982	0,01	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,005	0,005	0,04	0,04	0,06	0,02
		1983	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,002	0,002	0,02	0,03	0,04	0,02

Wnioski

1 Rzeka Obrzyca jest mniej zanieczyszczona niż dopływająca do niej Obra Leniwa.
2. Największy wzrost zanieczyszczeń powodowały ścieki miasta Świebodzina doprowadzane przez Lubieniecką Strugę.
3. W okresie wegetacji roślin zawartość badanych składników w wodach była najniższa.
4. Uwzględniając nietypowe lata badań (znacznie suchsze od wielolecia) należałoby prace te prowadzić nadal, poszerzając zakres analiz o inne makro i mikroelementy.

LITERATURA

[1] *Atlas województwa zielonogórskiego.* Lubuskie Towarzystwo Naukowe. Wyd. Geologiczne Warszawa 1972.
[2] Borowiec S. — *Zróżnicowanie stężeń składników chemicznych w ciekach północnej części województwa szczecińskiego w przestrzeni i czasie.* Rocz. glebozn. t. 30, 3, 1979 s. 143—155.
[3] Borowiec S. Duda L., Friedrich M., Skrzyczyński T. — *Ilość składników chemicznych odprowadzanych przez rzeki północnej części województwa szczecińskiego.* PWN Warszawa—Poznań 1981.
[4] Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B. — *Fizyczno chemiczne badania wody i ścieków.* Arkady Warszawa 1976.
[5] Choiński A. — *Zmienność obiegu wody na Wysoczyźnie Lubuskiej w świetle analizy wybranych elementów środowiska i obliczeń bilansowych.* PTPN oZ i Urząd Wojewódzki Zielona Góra, 1981.
[6] Imhoff K. R. — *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik* Arkady 1982.
[7] *Informacja o stanie środowiska naturalnego na terenie województwa zielonogórskiego w 1980 r.* Wydz. Ochr. Środ. i Gosp. Wod. WOBiKS Urząd Wojewódzki Zielona Góra.
[8] *Informacja o stanie środowiska naturalnego na terenie województwa zielonogórskiego w 1981 r.* Wydz. Ochr. Środ. i Gosp. Wodnej WOBiKS Urząd Wojewódzki Zielona Góra.
[9] Instytut Uprawy i Nawożenia i Gleboznawstwa.: *Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski według gmin wojew. zielonogórskie.* Puławy 1981.
[10] Jung J. — *Faktoren der Stickstoffauswaschung aus dem Oberboden und Beziehungen zum Gewässerschutz.* Landwirt. Forschung, t. 25, 4 s. 336—354.
[11] *Komunikat o stanie czystości rzek Obrzycy i Obry Leniwej w latach hydrologicznych 1977—1978.* Wojewódzki Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Zielonej Górze.
[12] *Komunikat o stanie czystości rzek Obrzycy i Obry Leniwej w latach hydrologicznych 1979—1981.* Wojewódzki Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Zielonej Górze.

[13] Kretzschmer R. — *Untersuchungen von Fliessgewässern in einem schleswig-holsteinischen Jungmoränengebiet.* Z f Kulturtechnik und Flurbereinigung 18, 1977, s, 302—309.

[14] Margowski Z. — *Przenikanie podstawowych składników nawozowych do wód gruntowych.* Mat. Konf. Nawożenie a eutrofizacja wód. Zielona Góra 1976, s, 75—97.

[15] Ricke P. E., Ellis B. G. — *Effects of nitrogen fertilization on nitrate movements under turfgrass.* Proc. Second International Turfgrass Research Conference A.S.A. 1974.

[16] *Rocznik statystyczny województwa zielonogórskiego.* WUS w Zielonej Górze 1981.

Henryk Greinert
Marlena Piontek
Michał Drab

OCENA TOKSYCZNEGO DZIAŁANIA SUBSTANCJI WYŁUGOWANYCH Z ZIEMI SKAŻONEJ ODPADAMI PRZEMYSŁOWYMI NA WYBRANE ORGANIZMY WODNE W ASPEKCIE WYMOGÓW STAWIANYCH PRZY ICH SKŁADOWANIU

Streszczenie

W pracy wykonao analizę chemiczną skażonych ziem oraz wpływ ich wyciągów na organizmy żywe Daphnia magna Straus i Lemna minor L. Badane ziemie wykazały toksyczne zawartości metali ciężkich. Sporządzone wyciągi ze skażonych ziem oddziaływały toksycznie na testowane organizmy wone.

Budownictwo mieszkaniowe coraz częściej wkracza na tereny skażone przez przemysł. Przed rozpoczęciem budowy takie tereny muszą być odkażone. Tego rodzaju zadanie realizował Budimex, prowadząc prace nad przeniesieniem fabryki farb ze śródmieścia poza obręb miasta. Skażoną odpadami ziemię trzeba było zebrać i wywieźć.

W celu wyboru odpowiedniej technologii i miejsca składowania skażoną ziemię poddano analizie chemicznej według metod stosowanych w gleboznawstwie.

Obawiano się, że ziemia ta może zawierać substancje chemiczne, które wymyte przez wodę opadową mogą dostać się do znajdującego się w pobliżu zbiornika wodnego. Dlatego też wykonano badania toksykologiczne, których zakres obejmował określenie stopnia toksyczności wymytych z ziemi substancji chemicznych na wybrane organizmy wodne.

Materiał i metodyka badań

W pracy badano trzy rodzaje ziem o różnym zabarwieniu: próba 1 (szaro-żółta), próba 2 (ciemno-szara) i próba 3 (czerwona).

Wyciągi wodne ziem sporządzono w sposób następujący: 100 g próby zmielonej i przesianej przez sito o średnicy oczek 0,2 mm, zalano 1 dcm^3 wody destylowanej i wytrząsano przy pomocy obrotowego mie-

Doc. dr hab. inż Henryk Greinert, mgr Marlena Piontek, dr inż. Michał Drab — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze

szadła laboratoryjnego przez 8 godzin. Następnie trzykrotnie sączono przez twarde sączki.

Badano toksyczność substancji wymytych z wymienionych ziem na:
— Lemna minor L. (rzęsa drobna) — przedstawiciel naczyniowych roślin wodnych,
— Daphnia magna Straus (rozwielitka duża) — przedstawiciel zwierząt.

Do sporządzania rozcieńczeń wyciągu ziem używano w przypadku rzęsy drobnej pożywkę mineralną przygotowaną według metodyki Solskiego [9], a rozwielitki dużej — wody akwaryjnej o pH 7,8, i twardości ogólnej 11,4°n (woda o średniej twardości).

Testy biotoksykologiczne wykonano zgodnie z metodyką Solskiego [9].

Wpływ toksyczny badanych wyciągów glebowych na rozwielitkę określano na podstawie śmierci badanych osobników notowanej po 48 godzinach. W tym celu sporządzano szeregi rozcieńczeń składające się z 8 prób w 3 powtórzeniach. Doświadczenie prowadzono w probówkach o pojemności 30 ml napełnionych 25 ml roztworów badanych rozcieńczeń wyciągów z ziem. Do każdej probówki wprowadzano po około 10 rozwielitek w wieku 3 dni.

Wyniki opracowano statystycznie według Weber [11].

Wpływ toksyczny badanych wyciągów na rzęsę określano na podstawie oceny jej stanu fizjologicznego po 8-miu dniach hodowli prowadzonej pod światłem jarzeniowym o natężeniu 3 tys. luksów, z zachowaniem dobowego rytmu dnia i nocy w temperaturze 20°C.

Hodowle prowadzono w kolbach stożkowych o pojemności 300 ml, napełnionych 100 ml badanych roztworów wyciągów z ziem. Do każdej kolby wkładano po 5 roślin (5x3 człony). Każda kombinacja była powtarzana trzy razy.

Po 8-miu dniach doświadczenia sporządzano próby średnie przez zlanie zawartości 3 kolb, następnie liczono zdrowe człony, określano ich ciężar i oznaczano zawartość chlorofilu dokonując pomiaru absorpcji ekstraktów acetonowych na Spekolu.

Badane próby ziem poddano analizie chemicznej weług metod opracowanych przez Nowosielskiego [7], określając pH, zawartość N—NO^3, P—PO_4, formy ogólne i rozpuszczalne Pb, Cd, Zn, Ni, Co, Cu, Mn, Cr i Hg.

Wyniki badań i ich omówienie

Wyniki analizy składu chemicznego skażonych ziem odpadami

Z danych zawartych w tabeli 1 wynika, że ziemie zanieczyszczone odpadami są bardzo ubogie w azotany i fosforany, natomiast zawierają

duże ilości metali ciężkich. Odczyn ich jest obojętny, co dla większości metali stanowi środowisko najmniej sprzyjające ich rozpuszczalności a więc i toksycznemu oddziaływaniu [3].

Na uwagę zasługuje bardzo wysokie stężenie ołowiu, przekraczające przeciętne stężenie tego pierwiastka w naszych glebach uprawnych przeszło 100 razy [1, 4], który jest przy tym dobrze rozpuszczalny w 2,5% CH_3COOH, stanowiącym stosunkowo słaby roztwór ekstrahujący metale.

Stężenia rozpuszczalnych w 2n HNO_3 kadmu, cynku i miedzi są w stosunku do gleb niezanieczyszczonych wyższe o około 10 razy, przy

Tabela 1

WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNE SKAŻONYCH ZIEM
ZAWARTOŚĆ SKŁADNIKÓW WYRAŻONO W mg/kg s.m.

Rodzaj właściwości — składnik	Forma	Próbka nr		
		1	2	3
pH		6,9	7,0	7,1
$N—NO^3$		3,4	0,12	0,27
$P—PO_4$		0,06	0,02	0,04
Ołów	og.	1,725	1,850	1,075
	rozp.	632	925	90
Kadm	og.	1,20	9,25	1,33
	rozp.	0,12	2,94	0,12
Cynk	og.	534	550	542
	rozp.	257	275	261
Nikiel	og.	32,0	47,0	64,5
	rozp.	1,5	3,0	5,5
Kobalt	og.	11,1	39,9	48,8
	rozp.	1,5	3,0	5,5
Miedź	og.	89,7	427,5	169,8
	rozp.	2,1	50,7	15,9
Mangan	og.	293	472	505
	rozp.	70,3	95,1	130,0
Chrom	og.	40	470	10
Rtęć	og.	poniżej 1	poniżej 1	poniżej 1

Uwaga: Og. — forma rozpuszczalna na gorąco w 2 n HNO_3
Rozp. — forma rozpuszczalna w 2,5 % CH_3COOH

czym poszczególne próby wykazują pod tym względem znaczne różnice między sobą.

Podobnie jak w przypadku ołowiu rozpuszczalność Cd, Zn i Cu jest duża, co stwarza niebezpieczeństwo ich toksycznego wpływu na organizmy żywe.

Podwyższona zawartość chromu wystąpiła jedynie w próbie nr 2 (470 ppm). Gleby o takiej ilości chromu mogą być toksyczne dla roślin przy pH poniżej 6, natomiast przy wyższym pH są przez szereg roślin tolerowane [4].

Kobalt i nikiel występują także w podwyższonej ilości, przeciętnie ich stężenie jest wyższe od niezanieczyszczonych gleb od 2 do 5 razy [2, 4].

Zawartość rtęci nie przekroczyła stężeń przeciętnych dla gleb.

Z przytoczonych danych wynika, że analizowane próby ziemi zawierają metale ciężkie w stężeniach uznanych za toksyczne dla roślin i zwierząt, przy czym największe zagrożenie ze względu na duże ilości i łatwą rozpuszczalność stanowi ołów. Również kadm, cynk, miedź, chrom kobalt i nikiel mogą w niektórych warunkach działać toksycznie, zwłaszcza w przypadku wystąpienia zjawiska synergizmu i przy pH sprzyjającym ich rozpuszczalności [6].

Do składowania tego rodzaju odpadów, zaliczanych do III klasy toksyczności trzeba urządzać specjalne składowiska odpadów przemysłowych, gwarantujących ich izolację od podłoża i otaczających gleb [9].

Toksyczny wpływ substancji wyługowanych z ziem skażonych odpadami przemysłowymi

Wpływ toksyczny na rzęsę oceniano na podstawie reprodukcji, biomasy i zawartości w niej chlorofilu (tabela 2).

W doświadczeniu użyto wyciągi o stężeniach od 50 g/dm^3 do 100 g/dm^3.

Najwyższe stężenia wyciągów 100 g/dm^3 hamowały rozwój rzęsy wyrażony trzema wskaźnikami w sposób następujący:

Nr próby	Reprodukcja %	Przyrost biomasy %	Zawartość chlorofilu %
1	61,2	57,8	68,5
2	55,3	46,9	60,5
3	53,1	57,5	62,7

Tabela 2

WPŁYW SUBSTANCJI WYŁUGOWANYCH Z TRZECH PRÓB ZIEMI NA LEMNA MINOR L

Próba 1

L.p.	Stężenie wyciągu g/dm³	Ilość roślin		Ciężar roślin		Chlorofil	
		szt.	%*	mg	%	mg/dm³	%
1	100,0	103	39,8	46	42,2	0,58	31,5
2	87,0	136	52,5	67	61,8	0,80	43,5
3	75,6	143	55,2	70	64,2	0,98	53,3
4	65,8	175	67,6	80	73,4	1,01	54,9
5	57,2	194	74,9	87	79,8	1,31	71,2
6	47,9	210	81,1	99	90,9	1,46	79,3
7	0,0	259	100,0	109	100,0	1,84	100,0

Próba 2

L.p.	Stężenie wyciągu g/dm³	Ilość roślin		Ciężar roślin		Chlorofil	
		szt.	%	mg	%	mg/dm³	%
1	100,0	114	44,7	68	53,1	0,83	39,5
2	87,0	140	54,9	93	72,7	0,95	45,2
3	75,6	169	66,3	109	85,2	1,25	59,5
4	65,8	188	73,7	120	93,8	1,54	73,3
5	57,2	202	79,2	124	96,9	1,69	80,5
6	49,7	230	90,2	127	99,2	1,99	94,8
7	0,0	255	100,0	128	100,0	2,10	100,0

Próba 3

L.p.	Stężenie wyciągu g/dm³	Ilość roślin		Ciężar roślin		Chlorofil	
		szt.	%	mg	%	mg/dm³	%
1	100,0	119	46,9	54	42,5	0,84	37,3
2	87,0	159	62,6	82	64,6	1,06	46,7
3	75,6	191	75,2	111	87,4	1,69	74,4
4	65,8	213	83,9	116	91,3	1,91	84,1
5	57,2	217	85,4	118	92,9	1,98	87,2
6	49,7	248	97,6	125	98,4	2,24	98,7
7	0,0	254	100,0	127	100,0	2,27	100,0

* w odniesieniu do próby kontrolnej

Z kolei stężenia wyciągów o połowę niższe (49,7 g/dm³) hamowały rozwój tej rośliny w znacznie mniejszym stopniu, co przedstawia niniejsze zestawienie:

Nr próby	Reprodukcja %	Przyrost biomasy %	Zawartość chlorofilu %
1	18,9	9,1	20,7
2	9,8	0,8	5,2
3	2,4	1,6	1,4

Z powyższych danych wynika, że wrażliwość rzęsy na substancje wyługowane z próbek ziem zależała od prób i przyjętego kryterium oceny. Za najbardziej toksyczną dla rzęsy należy uznać próbę ziemi nr 3.

Wpływ toksyczny na rozwielitkę oceniano na podstawie śmierci organizmów testowych rejestrowanej po 48 godzinach ekspozycji (tabela 3) i wyznaczonego LC 50.

LC 50/48 dla rozwielitek w badaniach przedstawia się następująco:

WPŁYW SUBSTANCJI WYŁUGOWANYCH Z TRZECH PRÓB ZIEMI NA DAPHNIA MAGNA STRAUS

Lp.	Stężenie wyciągu g/dm³	Ilość zwierząt w doświadczeniu szt.	Ilość zwierząt martwych		Logarytm stężenia	Probit
			szt.	%	x	y
1	100,0	34	21	61,8	2,000	5,3002
2	67,0	33	18	54,5	1,826	5,1130
3	45,0	31	12	38,7	1,653	4,7129
4	30,0	31	6	19,4	1,477	4,1367
5	20,0	31	3	9,7	1,301	3,7012
6	13,0	35	3	9,6	1,114	3,6342
7	9,0	34	1	2,9	0,954	3,1013
8	0,0	32	0	0,0	—	—

LC 50/48 = 63,1 g/dm³, liczba stopni swobody = 5 dla $\chi^2 = 1{,}648$, P = 90%

Próba 2

1	100,0	36	23	63,9	2,000	5,3558
2	67,0	35	21	60,0	1,826	5,2533
3	45,0	35	16	45,7	1,653	4,8920
4	30,0	34	12	35,3	1,477	4,6228
5	20,0	40	9	22,5	1,301	4,2446
6	13,0	41	8	19,5	1,114	4,1404
7	0,0	41	0	0,0	—	—

LC 50/48 = 53,7 g/dm³, liczba stopni swobody = 4, dla $\chi^2 = 0{,}606$, P = 95%

Próba 3

1	100,0	34	21	61,8	2,000	5,3002
2	67,0	36	18	50,0	1,826	5,000
3	45,0	34	13	38,2	1,653	4,6998
4	30,0	31	10	32,3	1,477	4,5407
5	20,0	41	8	19,5	1,301	4,1404
6	13,0	41	7	17,1	1,114	4,0498
7	9,0	34	3	8,8	0,954	3,6468
8	0,0	38	0	0,0	—	—

LC 50/48 = 63,1 g/dm³, liczba stopni swobody = 5, dla $\chi^2 = 2{,}483$, P = 80%

Nr próby	LC 50/48, g/dm³
1	63,1
2	53,7
3	63,1

Dla rozwielitek najbardziej toksycznym był wyciąg z próbki ziemi nr 2, zaś pozostałe dwie próbki wykazały podobny stopień szkodliwości.

Wnioski

1. Sporządzone wyciągi ze skażonych ziem oddziaływały ujemnie na przedstawicieli organizmów wodnych — Lemna minor L. i Daphnia magna Straus.
2. Wysokie zawartości metali ciężkich w badanych ziemiach stanowią zagrożenie zanieczyszczenia gleby i wód. Składowanie ziem wymaga zachowania dużej ostrożności.

LITERATURA

[1] Fiedler H. J., Richter B. — *Gehalt bodenbildender Gesteine an Spurenelementen mit Schadstoffcharakter.* Wiss. Z. Techn. Univ. Dresden 1977, t. 26, nr 6, s. 1231—1237.

[2] Greinert H. — *Kobalt w niektórych glebach mineralnych Pomorza Zachodniego.* Rocz. Glebozn. 1968 t 188, nr 2, s. 467—486.

[3] Herms U., Brümmer G. —*Einfluss der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei im Boden und Kompostieren Seidlungsabfällen.* Landwirtsch. Forsch. 1980, t 33, nr 4, s. 408—423.

[4] Kabata-Pendias A., Pendias H. —*Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym.* Wyd. Geolog. Warszawa 1979.

[5] Kick H., Braun B. — *Wirkung von chromhaltigen Gerbereischlämmen auf Wachstum und Chromaufnahme bei verschiedenen Nutzpflanzen.* Landwirtsch. Forsch. 1977, t 30, s. 160—173.

[6] Lityński T., Jurkowska H. — *Żyzność gleby i odżywianie się roślin.* PWN Warszawa 1982.

[7] Nowosielski O. — *Metody oznaczania potrzeb nawożenia.* PWRiL Warszawa 1974.

[8] Polkowski J., Wiśniewski R., Swierzewska A., Piegat B — *Koncepcja generalna gospodarowania odpadami niebezpiecznymi w Polsce.* IKS, Warszawa 1978.

[9] Solski A. — *Metodyka badań biotoksykologicznych w środowisku wodnym.* IMGW, Wrocław 1977, s. 1—49.

[10] Weber E. *Grundriss der biologischen Statistik für Naturwissenchafter Landwirte und Mediziner,* Jena 1972.

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA W ZIELONEJ GÓRZE ✦ ZESZYTY NAUKOWE NR 74
NR 3 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1984

Adam Solski
Krystyna Białoborska
Anna Lebiecka

MOŻLIWOŚCI ZMNIEJSZENIA STOPNIA TOKSYCZNOŚCI ŚCIEKÓW WYTWARZANYCH PRZEZ ZAKŁADY GÓRNICZE KGHM

Streszczenie

Określono stopień toksyczności dwu nowych odczynników flotacyjnych: tionouretanu i preparatu OK-78 dla kilku organizmów wodnych: Pseudomonas fluorescens (bakteria), Scenedesmus qaudricauda Turp. (Breb.) i Lemna minor L. (rośliny) oraz Daphnia magna Straus., Poecilia reticulata Peters. i Cyprinus carpio L. (zwierzęta). Wyznaczono dopuszczalne ich stężenia: tionouretan — 2,75 mg/dm$_3$, preparat OK-78 — 1,32 mg/dm^3. Wprowadzenie tionouretanu w miejsce etyloksantogenianu sodu do flotacji rud miedzi daje gwarancję większego bezpieczeństwa dla biocenozy wodnej. Wdrożenie natomiast preparatu OK-78 wymaga przeprowadzenia szczegółowej analizy właściwości toksycznych i technologicznych grupy odczynników pianotwórczych.

I. Wstęp

Do wzbogacenia rud miedzi używane są obecnie z grupy odczynników zbierających: etyloksantogenian sodu (EtXNa), zaś z grupy odczynników pianotwórczych: olej sosnowy, alkohole ciężkie oraz mieszanina alkoholu dwuacetonowego z tlenkiem mezytylu (AD+TM). Instytut Metali Nieżelaznych w Gliwicach ma duże osiągnięcia w zakresie optymalizacji procesu wzbogacania rud ołowiowo-cynkowych i rud miedzi, między innymi przez wdrażanie nowych odczynników flotacyjnych o korzystniejszych właściwościach technologicznych. Wdrażanie tych odczynników uzależnione jest nie tylko od efektów ekonomicznych, lecz również od badań toksykologicznych [3]. W ramach współpracy między Instytutem Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Oddział we Wrocławiu a Instytutem Metali Nieżelaznych w Gliwicach, wykonano w Zakładzie Badania Jakości Zasobów Wodnych badania nad toksycznym wpływem dwu nowych odczynników: tionouretanu (odczynnik zbierający) i preparatu OK-78 (odczynnik pianotwórczy) na organizmy wodne.

Następnie dokonano oceny stopnia toksyczności nowych odczynników i porównania z odczynnikami używanymi do flotacji rud miedzi.

---

prof. dr hab. inż. Adam Solski — Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze, *mgr inż. Krystyna Białoborska, mgr Anna Lebiecka* — Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Oddział we Wrocławiu

II. Metodyka

Badania nad toksycznością otrzymanych z IMN odczynników flotacyjnych polegały na doświadczeniach z przedstawicielami trzech podstawowych poziomów troficznych z zbiorniku wodnym:

— producentami: glon (Scenedesmus quadricauda Turp. /Breb./), rzęsa drobna (Lemna minor L.),

— konsumentami: rozwielitka duża (Daphnia magna Straus), ośliczka wodna (Asellus aquaticus L.), gupik (Poecilia reticulata Peters.), karp Cyprinus carpio L.) w wieku 5 dni,

— reducentami: bakteria Pseudomonas fluorescens (szczep PCM 500, otrzymany z Zakładu Biologii i Biochemii Politechniki Wrocławskiej).

Doświadczenia z roślinami i zwierzętami wykonano wg metod opisanych przez Solskiego [2]. Prowadziły one do określenia wartości dla:

— stężenia granicznego (najwyższe stężenie, które po określonym czasie i warunkach nie wywołuje u organizmów testowych żadnych widocznych ujemnych zmian np. zaniepokojenie, utrata równowagi, zmniejszenie wrażliwości na bodźce zewnętrzne itp),

— stężenia progowego (najmniejsze stężenie, które po określonym czasie i warunkach nie wywołuje widocznych ujemnych zmian),

— PC 50 po 24, 48, 72 i 96 godz. (stężenie wywołujące porażenie u 50% organizmów testowych po 24, 48, 72 i 96 godz.),

— LC 50 po 24, 48, 72 i 96 godz. (stężenie powodujące śmierć 50% organizmów testowych po 24, 48, 72 i 96 godz.).

— wskaźników określających toksykodynamiczne właściwości badanych substancji (kumulacja względna, trwałość reakcji).

Po ustaleniu wartości t.zw. współczynników bezpieczeństwa* dla badanych odczynników, wyznaczono dopuszczalne stężenia (LC 50) 48 X współcz. bezp.).

Za miarodajne dopuszczalne stężenie badanej substancji przyjęto wynik uzyskany dla najbardziej wrażliwego organizmu zwierzęcego i pod warunkiem, że stężenie to nie będzie szkodliwie oddziaływać na przedstawicieli producentów i reducentów.

Wpływ toksyczny odczynników flotacyjnych na Pseudomonas fluorescens oceniano stosując test MIC**.

---

* wg US National Technical Advisory Committee (7) dla substancji nietrwałych współcz. bezp. = 0,1, dla związków trwałych i kumulujących się w organizmach wodnych współcz. bezp. = 0,01

** minimalne stężenie hamujące rozwój bakterii [1]

III. Wyniki badań

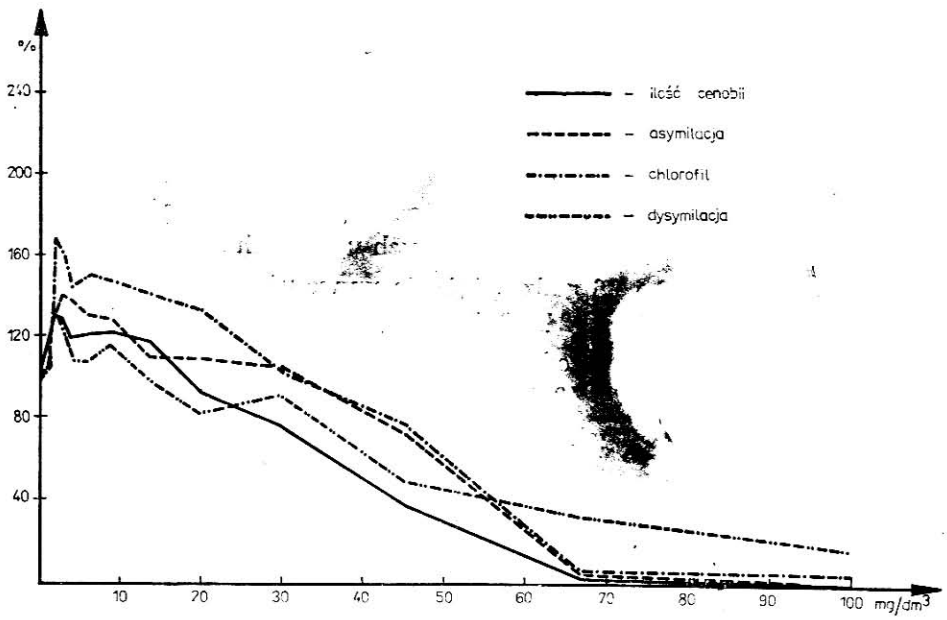
1. Wpływ tionouretanu na organizmy wodne

Rośliny

Scenedesmus quadricauda (glon)

Wpływ tionouretanu na S. quadricauda oceniano na podstawie pomiarów reprodukcji, asymilacji i dysymilacji oraz zawartości chlorofilu (rys. 1). Stwierdzono wpływ stymulujący badanej substancji na rozwój glonu w stężeniach nie przekraczających 10 mg/dm³ tionouretanu.

Za stężenie graniczne uznano — ok. 20 mg/dm³, natomiast za stężenie zabójcze — 66,6 mg/dm³ tionouretanu.

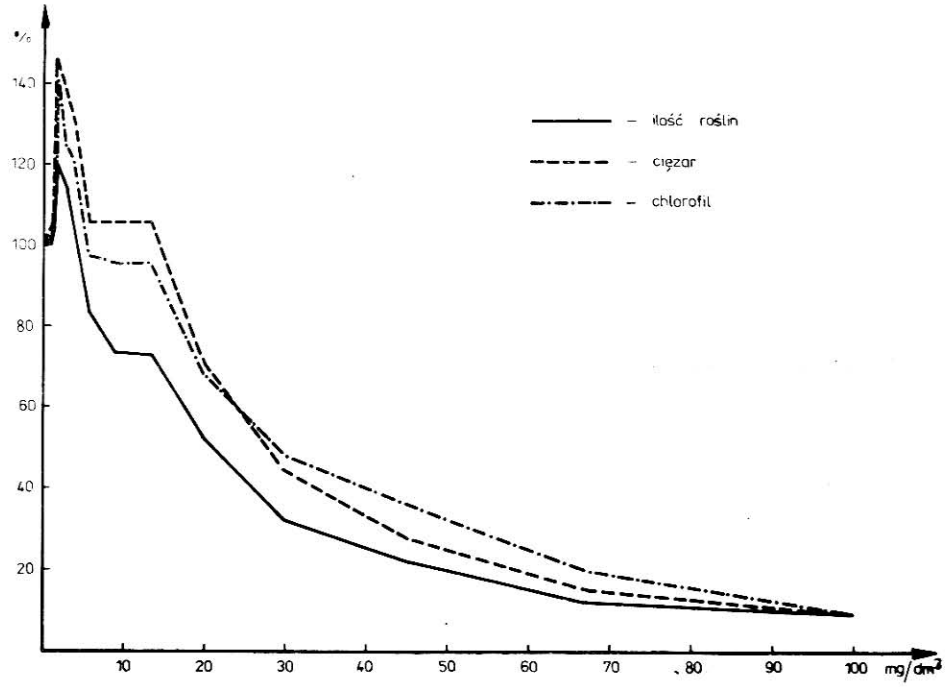


Rys. 1. Wpływ tionouretanu na przyrost liczebności cenobii, asymilację i dysymilację oraz zawartość chlorofilu w hodowlach Scenedesmus quadricauda

Lemna minor (rzęsa drobna)

Wyniki badań nad wpływem tionouretanu na rzęsę przedstawia rys. 2. Z przebiegu krzywych liczebności roślin, ich ciężaru i zawartości chlorofilu wynika, że stężenia od 0,8 do 3,9 mg/dm³ tionouretanu działały na rozwój rzęsy stymulująco.

Za stężenie graniczne przyjęto — 5,8 mg/dm³ tionouretanu.



Rys. 2. Wpływ tionouretanu na reprodukcję, przyrost biomasy i zawartość chlorofilu w hodowlach Lemna minor

Zwierzęta

Daphnia magna (rozwielitka duża)

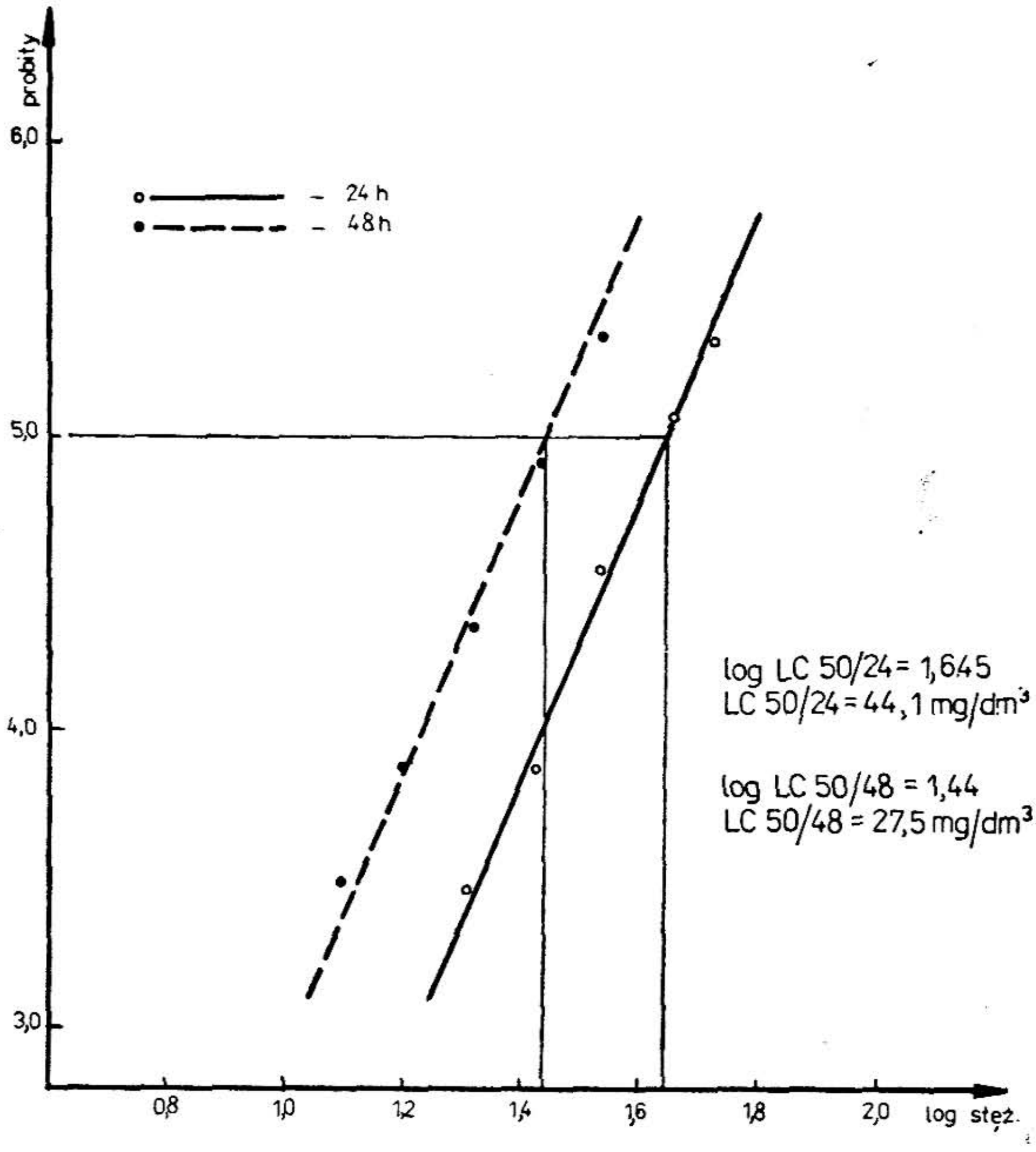
Wpływ toksyczny badanej substancji na rozwielitkę określają poniższe wartości charakterystycznych stężeń (mg/dm³ tionouretanu):

stężenie	po 24 godz.	po 48 godz.
graniczne	12,3	9,4
progowe	15,9	12,3
Lc 50	44,1	27,5

Przebieg śmiertelności rozwielitek pod wpływem tionouretanu wyrażony LC 50 przedstawia rys. 3.

Asellus aquaticus (ośliczka wodna)

Wyniki badań toksykologicznych wyrażone charakterystycznymi stężeniami tionouretanu (mg/dm³) przedstawiają się następująco:



Rys. 3. LC 50 tionouretanu dla Daphnia po 24 i 48 godzinach

stężenie	po 48 godz.
graniczne	55,8
progowe	67,0
LC 50	135,0

Cyprinus carpio (karp)

Stopień toksyczności badanej substancji dla karpia określają wartości charakterystycznych stężeń (mg/dm³ tionouretanu):

stężenie	po 48 godz.
graniczne	9,4
progowe	12,3
LC 50	33,3

Poecilia reticulata (gupik)

Wyniki badań nad toksycznością tionouretanu wyrażono charakterystycznymi stężeniami (mg/dm³):

stężenie	po 48 godz.
graniczne	16,3
progowe	19,5
LC 50	29,8

Toksykodynamiczne właściwości tionouretanu określono na podstawie wskaźników:

A. Kumulacja względna (K)

Gatunek	Wartości K			Stosunek
	K_1	K_2	K_3	$K_1 : K_2 : K_3$
Asellus aquaticus	1,06	1,09	1,10	1,00 : 1,03 : 1,04
Cyprinus carpio	1,27	1,43	1,54	1,00 : 1,13 : 1,21
Poecilia reticulata	1,30	1,43	1,43	1,00 : 1,10 : 1,10

Ze stosunku $K_1 : K_2 : K_3$ wynika, że postęp reakcji porażenia u organizmów testowych pod wpływem tionouretanu wzrastał w stopniu zróżnicowanym. Najsłabiej ten wzrost zaznaczył się u ośliczki, zaś najwyraźniej wystąpił u karpia.

Uzyskane wartości dla tego wskaźnika są dowodem niewielkiej trwałości i słabej skłonności do kumulowania się tionouretanu w tkankach organizmów wodnych.

B. Trwałość reakcji (T)

Wskaźnik ten wyznaczono na podstawie badań przeprowadzonych z z karpiem: $T = \frac{PC_{cz}\ 50/24^*}{PC\ 50/24} = \frac{40,7}{26,9} = 1,5$

Uzyskana wartość wskazuje na znaczne cofnięcie się porażenia u karpi po przeniesieniu ich ze środowiska zatrutego do środowiska czystego (czystej wody). Wynik ten jest dowodem łatwego wydalania tionouretanu z ciała ryb, mimo większej skłonności do kumulowania się.

Wobec powyższego za odpowiedni współczynnik bezpieczeństwa dla tionouretanu uznano wartość — 0,1.

W badaniach nad toksycznością tionouretanu stwierdzono, że najbardziej czułym spośród zwierząt jest rozwielitka.

---

* W warunkach środowiska czystego.

Jako stężenie dopuszczalne dla tego odczynnika przyjęto wartość odpowiadającą iloczynowi : LC 50/48 (dla rozwielitki) x współcz. bezp. = 27,5 mg/dm³ x 0,1 = 2,75 mg/dm³ tionouretanu.

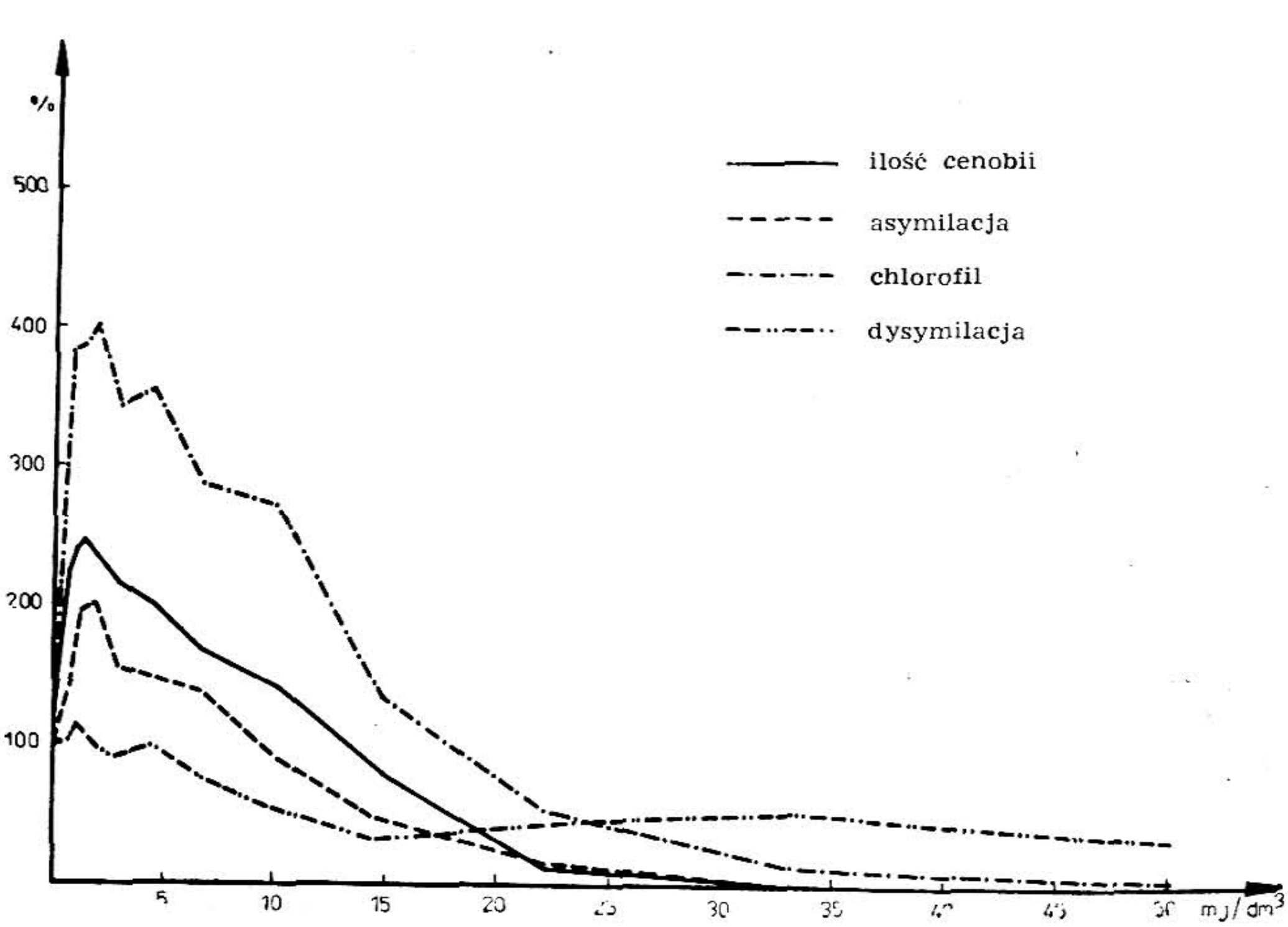
Powyższe stężenie było nietoksyczne dla bakterii (Pseudomonas fluorescens) i roślin (Scenedesmus quadricauda i Lemna minor).

2. Wpływ preparatu OK-78 na organizmy wodne

Rośliny

Scenedesmus quadricauda (glon)

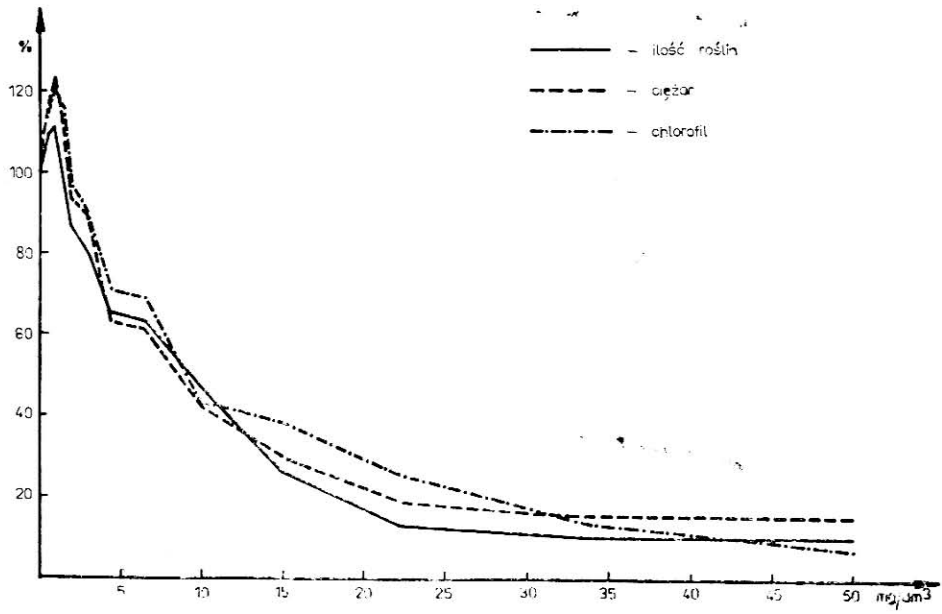
Wyniki badań nad wpływem preparatu OK-78 na glono S. quadricauda przedstawia rys. 4. Stężenia roztworów tego preparatu w zakresie od 0,6 do 6,6 mg/dm³ OK-78 działały na rozwój glonu stymulująco. Stężeniem granicznym okazała się wartość ok. 10 mg/dm³, zaś zabójczym — ok. 25 mg/dm³ OK-78.



Rys. 4. Wpływ preparatu OK-78 na przyrost liczebności cenobii, asymilację i dysymilację oraz zawartość chlorofilu w hodowlach Scenedesmus quadricauda

Lemna minor (rzęsa drobna)

Wpływ preparatu OK-78 na rzęsę drobną ilustruje rys. 5. Stwierdzono stymulujące działanie tego preparatu na rozwój rzęsy w zakresie stężeń 0,6—1,3 mg/dm³ OK-78. Za stężenie graniczne uznano wartość — 1,9 mg/dm³ OK-78.



Rys. 5 Wpływ preparatu OK-78 na reprodukcję, przyrost biomasy i zawartość chlorofilu w hodowlach Lemna minor

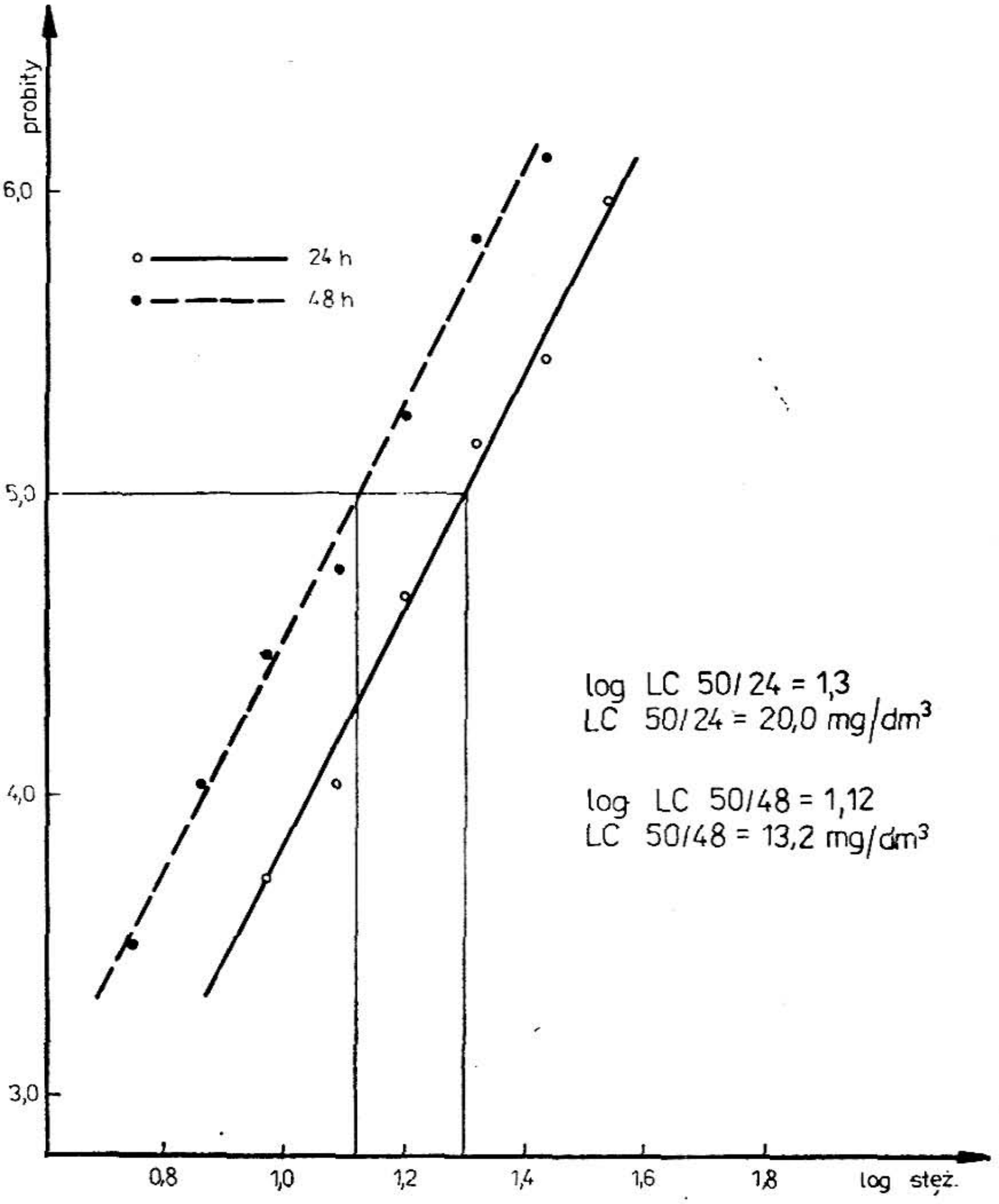
Zwierzęta

Daphnia magna (rozwielitka duża)

Stopień toksyczności preparatu OK-78 dla rozwielitki określają wartości charakterystycznych stężeń (mg/dm³ OK-78):

stężenie	po 24 godz.	po 48 godz.
graniczne	7,2	4,4
progowe	9,4	5,6
LC 50	20,0	13,2

Przebieg reakcji śmiertelnej u rozwielitki wyrażony LC 50 przedstawia rys. 6.



Rys. 6. LC 50 preparatu OK-78 dla Daphnia magna po 24 i 48 godzinach

Asellus aquaticus (ośliczka wodna)

Wyniki badań nad toksycznością preparatu OK-78 dla ośliczki wyrażono charakterystycznymi stężeniami (mg/dm³):

stężenie	po 48 godz.
graniczne	32,3
progowe	38,8
LC 50	216,0

Cyprinus carpio (karp)

Wpływ toksyczny preparatu OK-78 na karpia określają wartości charakterystycznych stężeń (mg/dm^3 OK-78):

stężenie	po 48 godz.
graniczne	12,3
progowe	15,9
LC 50	40,3

Poecilia reticulata (gupik)

Wyniki badań nad toksycznością preparatu OK-78 dla gupika wyrażono charakterystycznymi stężeniami (mg/dm^3):

stężenie	po 48 godz.
graniczne	11,6
progowe	13,9
LC 50	33,1

Toksykodynamiczne właściwości preparatu OK-78 określono na podstawie wskaźników:

A. KUMULACJA WZGLĘDNA (K)

Gatunek	Wartości K			Stosunek
	K_1	K_2	K_3	$K_1 : K_2 : K_3$
Asellus aquatic.	0,81	0,62	0,62	1,00 : 0,76 : 0,76
Cyprinus carpio	0,79	0,73	0,73	1,00 : 0,92 :: 0,92
Poecilia reticulata	1,41	0,93	0,81	1,00 : 0,66 : 0,57

Ze stosunku $K_1 : K_2 : K_3$ wynika, że porażenie u organizmów testowych przetrzymywanych w roztworach preparatu OK-78 zdecydowanie cofało się. Zmniejszenie porażenia w stopniu największym stwierdzono u gupika, zaś w stopniu najsłabszym u karpia.

Uzyskane wartości wskaźnika dla preparatu OK-78 są dowodem słabej jego trwałości oraz braku skłonności do kumulowania się w tkankach organizmów wodnych.

B. TRWAŁOŚĆ REAKCJI (T)

Wskaźnik ten wyznaczono na podstawie badań przeprowadzonych z karpiem: $T = \frac{PC_{cz}\ 50/24}{PC\ 50/24} = \frac{55,0}{24,0} = 2,3$

Uzyskany wynik wskazuje na bardzo znaczne cofnięcie reakcji porażenia u karpi po przeniesieniu ich ze środowiska zatrutego do wody czystej. Stwierdzenie to jest dowodem bardzo łatwego usuwania preparatu OK-78 z ciała ryb.

Za odpowiedni współczynnik bezp. dla preparatu OK-78 uznano wartość 0,1.

W badaniach nad toksycznym wpływem preparatu OK-78 na zwierzęta wodne najbardziej wrażliwym organizmem okazała się rozwielitka. Jako stężenie dopuszczalne dla tego preparatu przyjęto wartość równą iloczynowi: LC 50/48 (dla rozwielitki) x współcz. bezp. = 13,2 mg/dm^3 $\times 0{,}1 = 1{,}32$ mg/dm^3 OK-78.

Powyższe stężenie było nietoksyczne dla bakterii (Pseudomonas fluorescens) oraz dla roślin (Scenedesmus quadricauda i Lemna minor).

IV. Podsumowanie

Wyniki badań nad toksycznością dwu nowych odczynników flotacyjnych na wybrane organizmy wodne przedstawiono na rys. 1—6 i w tab. 1.

Najbardziej opornym na wpływ toksyczny badanych odczynników okazał się przedstawiciel reducentów — Pseudomonas fluorescens. Wra-

Tabela 1

TOKSYCZNOŚĆ TIONOURETANU I PREPARATU OK-78 DLA ORGANIZMÓW WODNYCH REPREZENTUJĄCYCH PODSTAWOWE POZIOMY TROFICZNE

poziom troficzny	Organizm testowy	tionouretan, mg/dm^3			preparat OK-78 mg/dm^3		
		stęż. gran.	stęż. prog.	LC 50 po 48 h	stęż. gran.	stęż. prog.	LC 50 po 48 h
Producenci	Scenedesmus quadricauda	ok. 20,0	—	—	ok. 10,0	—	—
	Lemna minor	5,8			1,9		
Konsumenci	Daphnia magna	9,4	12,3	27,5	4,3	5,6	13,2
	Asellus aquaticus	55,8	67,0	135,0	32,3	38,8	216,0
	Cyprinus carpio*	9,4	12,3	33,3	12,3	15,9	40,3
	Poecilia reticulata	16,3	19,5	29,8	11,6	13,9	33,1
Reducenci	Pseudomonas fluorescens	150	—		150	—	—

* karp w wieku 5 dni (larwa)

żliwość pozostałych organizmów zależała od ich przynależności do gatunku i użytego do doświadczeń odczynnika.

Wysoki stopień wrażliwości na preparat OK-78 stwierdzono u rzęsy drobnej — przedstawiciela producentów.

Spośród reprezentantów grupy konsumentów najbardziej czułym organizmem były rozwielitka duża.

Z ogólnej oceny stopnia toksyczności nowych odczynników flotacyjnych wynika, że bardziej szkodliwym dla wybranych organizmów wodnych jest preparat OK-78. Dopuszczalne ich stężenia wynoszą: 1,32 mg/dm^3 (preparat OK-78) i 2,75 mg/dm^3 (tionouretan).

Porównując wyniki badań nad stopniem toksyczności nowych odczynników i odczynników używanych w przemyśle miedziowym (tab. 2), stwierdzono że:

— w grupie odczynników zbierających tionouretan okazał się od około dwu (Poecilia reticulata) do około $\geqslant$ 10-krotnie (Daphnia magna) bardziej toksyczny niż etyloksantogenian sodu (EtXNa),

— w grupie odczynników pianotwórczych preparat OK-78 był o wie-

Tabela 2

WPŁYW TOKSYCZNY NA WYBRANE ORGANIZMY WODNE ODCZYNNIKÓW NOWYCH I UŻYWANYCH DO FLOTACJI RUD MIEDZI

Organizm testowy	Toksyczność wyrażona stęż. charakt.	odczynniki zbierające		odczyniki pianotwórcze			
		EtXNa	tionouretan	olej sosn.	alk. ciężkie	AD+ +TM	prep. OK-78
Scenedesmus quadricauda	stęż. gran.	2,6	ok. 20	18,0	21,0	130	ok. 10
Lemna minor	stęż. gran.	0,7	5,8	11,0	4,3	49	1,9
Daphnia magna	stęż. gran.	0,6	9,4	3,4	5,0	120	4,3
	LC 50/48	3,7	27,5	4,3	10,1	136	13,2
Poecilia reticulata	stęż. gran.	8,7	16,3	33,0	38,0	420	11,6
	LC 50/48	18,4	29,8	43,4	49,1	593	33,1
Cyprinus carpio*	stęż. gran.	—	9,4	18,0	10,0	120	12,3
	LC 50/48	—	33,3	27,3	14,5	179	40,3

le bardziej toksyczny niż mieszanina alkoholu dwuacetonowego z tlenkiem mezytylu (AD+TM) i zbliżony stopniem toksyczności do dwu pozostałych odczynników t.j. oleju sosnowego i alkoholi ciężkich.

Etyloksantogenian sodu znany jest jako substancja silnie toksyczna [5, 6]. W warunkach zetknięcia w wodzie z wolnym chlorem o stężeniu 0,1—0,2 mg/dm^3 Cl_2, jego toksyczność może wzrosnąć od kilkudziesięciu (Lemna minor) do powyżej 800-razy (Poecilia reticulata), [4]. Możliwości kontaktu wód poflotacyjnych z wodami powierzchniowymi, zawierającymi niewielkie ilości chloru wolnego, wykluczyć nie można.

Zastąpienie etyloksantogenianu sodu tionouretanem daje gwarancję znacznie większego bezpieczeństwa dla biocenozy wodnej.

Z punktu widzenia ochrony środowiska wodnego preparat OK-78 nie powinien wejść w miejsce mieszaniny AD+TM ze względu na znaczenie wyższą toksyczność. Może jedynie konkurować z olejem sosnowym i alkoholami ciężkimi, lecz dopiero po szczegółowej analizie właściwości toksycznych i technologicznych grupy odczynników pianotwórczych.

LITERATURA

[1] Curry J., Greenberg J. — *Filament formation in radioresistant mutans of Escherichia coli S after treatment with ultraviolet light and radiomimetic agents.* J. of Biology, 83, 1962, 38—42.

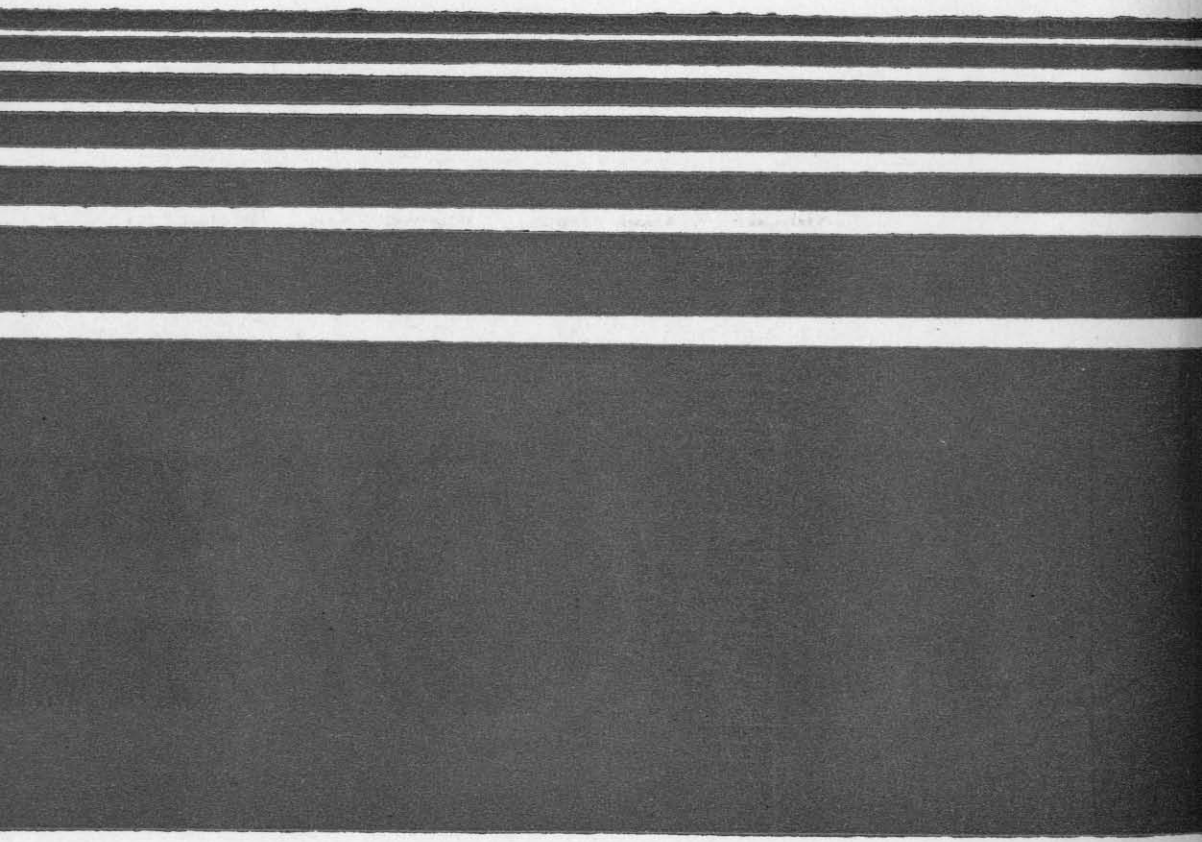
[2] Solski A. — *Metodyka badań biotoksykologicznych w środowisku wodnym.* IMGW, Wrocław, 1977, 1—49.

[3] Solski A., Lebiecka A. — *Wyniki badań toksykologicznych uzyskane w ramach współpracy z Instytutem Metali Nieżelaznych.* Ochrona Srodowiska, Inform. Doln. Oddz. PZITS, Wrocław, 1979, 49—50.

[4] Solski A., Łyskawa K., Rzewuska E. — *Wzrost toksycznego działania ksantogenianu etylowo-sodowego na organizmy wodne pod wpływem wolnego chloru* Mat. Bad., IGW, Nr 21, 1972, 1—25.

[5] Solski A., Wernikowska-Ukleja A. — *Wpływ toksyczny odczynników flotacyjnych na organizmy wodne.* IGW, Warszawa, 1972, 1—52.

[6] Solski A., Wernikowska-Ukleja A., Multan B. — *Badania nad ustaleniem dopuszczalnych stężeń odczynników flotacyjnych w wodach powierzchniowych.* IMKW, Wrocław, 1974, 1—47.

[7] *US National Technical Advisory Committee: Report of National Techn.* Advis Com. on water quality criteria to the Secretary of the Interior, U.S. Fed. Wat. Poll. Control Adm. Wash. D.C. 1968, 1—234.

Cena zł 160,–