

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

**zeszyty
naukowe**

124

ZIELONA GÓRA, 2000

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

ZESZYTY NAUKOWE
Nr 124

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 10

Kolegium redakcyjne

Dr hab. inż. A. JĘDRCZAK, prof. PZ – przewodniczący

Dr inż. M. MAKOWSKI – sekretarz

Dr hab. inż. T. KUCZYŃSKI, prof. PZ – członek

Printed in Poland

Wydano za zgodą

Rektora Politechniki Zielonogórskiej

ISSN – 1508-4450

Redakcja techniczna i łamanie

Jolanta KARSKA

WYDAWNICTWO POLITECHNIKI ZIELONOGÓRSKIE

Druk: ZAKŁAD POLIGRAFII PZ

SPIS TREŚCI

	Str.
1. Jerzyniak S., Gąsior M.: Ładunek elektryczny w układach polimerowo-ceramicznych	5
2. Gąsior M., Jerzyniak S.: Układy polimer-addatyw niskocząsteczkowy jako potencjalna baza dla matryc polimerowych specjalnego przeznaczenia.....	15
3. Najbar B.: Fizyczno-chemiczne i bakteriologiczne stratyfikacje w wybranych zbiornikach „Pojezierza antropogenicznego”	23
4. Malecki A., Nugen Phi Bich Loc: Mikrobiologiczna ocena wód jeziora Rudno.....	47
5. Chrzan T., Hudak M.: Wpływ czasu eksploatacji studni na ich wydajność	59
6. Nowak T. L: Dobór materiału przewodów do budowy instalacji wewnętrznych	67
7. Nowak T. L: Studnie kanalizacyjne	73
8. Mąkowski M., Myszograj S.: Wykorzystanie oznaczenia aktywności dehydrogenaz osadu czynnego do kontroli procesu oczyszczania ścieków.....	79
9. Greinert H., Drab M.: Gleby parku przypałacowego w Zaborze województwo lubuskie.....	87
10. Drab M., Greinert H.: Fizyczne właściwości gleb obszarów rekultywowanych po eksploatacji kruszywa budowlanego w dolinie rzeki Bóbr	97

11.	Greinert A.: <i>Zawartość części szkieletowych w powierzchniowych warstwach gleb miejskich jako wskaźnik ich stopnia antropogenicznego przekształcenia na przykładzie miasta Zielona Góra</i>	107
12.	Greinert A.: <i>Gleby leśne zielonogórskich lasów komunalnych jako przykład antropogenizacji środowisk wokół-miejskich</i>	115
13.	Pawłowska I.: <i>Analiza techniczno-ekonomiczna modernizacji źródła ciepła</i>	125
14.	Ogiolda E.: <i>Struktura i wskaźniki niezawodności elastycznego systemu pneumatycznego odwiórowania</i>	133
15.	Nadolna M.: <i>Instalacje pneumatycznego odwiórowania i odpylania w halach mechanicznej obróbki drewna</i>	145

Stefan JERZYNIAK, Marek GAŚIOREK*

ŁADUNEK ELEKTRYCZNY W UKŁADACH POLIMEROWO-CERAMICZNYCH

Streszczenie

Przy pomocy metody TSC zbadano wpływ ceramiek ferroelektrycznych BaTiO_3 i PZT zawartych w laminowanych kompozytach polimerowo-ceramicznych na wielkość zgromadzonego ładunku elektrycznego. W/w laminaty wytworzono metodą wylewania z roztworu na wysoce rezystywną folię PET. W przypadku laminatów zawierających PZT obserwuje się ciągły wzrost wielkości ładunku depolaryzacyjnego w miarę wzrostu zawartości ceramiki w kompozycie. Wielkość ładunku depolaryzacyjnego w laminatach zawierających BaTiO_3 rośnie również wraz z zawartością ceramiki, ale jedynie do momentu gdy zawartość ceramiki w kompozycie osiągnie poziom 40% wag.

1. WSTĘP

Coraz szerszego znaczenia w aspekcie praktycznych zastosowań nabierają w ostatnich latach kompozyty czyli materiały dwu- lub wielofazowe, w których poszczególne fazy są specjalnie dobrane i połączone według określonego sposobu tak, by uzyskany produkt kompozytowy charakteryzował się pożądanymi właściwościami fizycznymi [B. Hilczer, 1992, W. Künstler, 2000, G.S. Neugschwandtner, 2000, R.E. Newnham, 1976, G.M. Sessler, 1980]. Najczęściej zmierza się do tego, by wytworzone materiały kompozytowe uzyskały nowe fizyczne właściwości i to takie, które niemożliwe są do uzyskania w jednorodnych materiałach wyjściowych. Jak obecnie już wiadomo o właściwościach kompozytu decyduje szereg czynników. Należy do nich stosunek objętościowy faz tworzących kompozyt, sposób i rodzaj wzajemnego ich połączenia, a także procesy związane z obróbką kompozytu czyli np.: wygrzewanie, polaryzowanie, kształtowanie itp.

W przypadku, gdy jakąś właściwość fizyczną opisują dwa lub trzy współczynniki i dodatkowo każdy ze składników kompozytu różni się tymi współczynnikami, to do opisu fizycznych właściwości otrzymanego kompozytu nie można stosować relacji wynikających z prostych reguł mieszania składników. Należy natomiast przyjąć koncepcję, że właściwości produktu jakim jest kompozyt mogą zależeć addytywnie, iloczynowo czy nawet kombinacyjnie od współczynników opisujących każdy ze składników

z osobna. Prowadzi to nawet do faktu, iż uzyskany kompozyt cechuje się nową właściwością nie występującą w poszczególnych składnikach [B.Hilczner,1992].

Sposoby łączenia faz kompozytu mogą być uporządkowane po wprowadzeniu pojęcia wymiarowości połączenia faz [R.E. Newnham,1976]. Każda z faz może być mianowicie połączona w trzech wzajemnie prostopadłych kierunkach, w dwóch kierunkach, jednym kierunku, lub może wcale się nie łączyć i odpowiadają temu kolejno wymiarowości 3, 2, 1 oraz 0. W przypadku dwufazowego kompozytu mamy 10 różnych sposobów łączenia faz, a w ogólności dla układu n-fazowego liczba możliwych sposobów łączenia faz zdecydowanie wzrasta.

Aby wytworzyć kompozyt o określonych i pożądanых właściwościach należy m.in. dokonać:

- wyboru odpowiednich składników,
- określenia udziałów objętościowych składników,
- opracowania sposobu połączeń wybranych faz.

Często istnieje przy tym konieczność pogodzenia dwóch lub nawet więcej skrajnych, odległych a nawet przeciwstawiających się cech składników, by pożądaný kompozyt dysponował oczekiwaną właściwością. Istnieją przykłady opisane już w literaturze, w których pozytywnie zakończyły się próby uzyskania materiałów o założonych właściwościach, gdy zastosowano jako składniki kompozytu odpowiednio dobrany polimer i połączono go z określoną ceramiką.

Uzyskane przy tym nowe kompozyty cechują się właściwościami nie występującymi w poszczególnych składnikach wyjściowych [J. Kułek,1995, C.S. Lynch 1993].

Nie wystarczają już w takiej sytuacji do opisu cech produktu końcowego proste reguły dotyczące mieszania składników oparte na modelu dwufazowym. Dopiero wprowadzenie pojęcia wymiarowości połączeń składników sprecyzowało, uporządkowało i wyjaśniło możliwe sposoby łączenia faz kompozytu. Tak więc w przypadku dwufazowego kompozytu może istnieć 10 różnych sposobów połączeń faz o możliwych wymiarowościach 3,2,1 lub 0 dla każdego ze składników.

Ze względów praktycznych dużego znaczenia nabierają układy dyspersyjne zawierające ceramikę, rozproszoną z określoną granulacją w matrycy polimerowej. Najprostszym praktycznie sposobem stosowanym do otrzymywania dwufazowych układów dyspersyjnych jest sposób oparty na łączeniu poszczególnych faz o wymiarowościach 0-3. Charakteryzuje się on tym, że trójwymiarowo połączona matryca polimerowa jest wypełniona nie łączącymi się wzajemnie cząstkami ceramiki. Aby uzyskać w ten sposób kompozyty o użytecznych właściwościach piezoelektrycznych należy stosować odpowiednio rozdrobnioną ceramikę ferroelektryczną.

W licznych przykładach przytaczanych w literaturze wykazuje się, że odpowiednio duży efekt piezoelektryczny jest związany już nie tylko z krystalicznymi materiałami ceramicznymi (np.: ceramika tytanianu baru- BaTiO_3 , czy cyrkoniano tytanian ołowiu - PZT). Może on występować też w niektórych polimerach wykazujących aktywność optyczną, polaryzację spontaniczną, czy rzeczywisty ładunek elektryczny. Do często stosowanych i badanych materiałów elektretowo piezoelektrycznych należą także kom-

pozyty polimerowo- ceramiczne, w których pożądanym składnikiem jest ceramika BaTiO_3 czy też PZT.

Szczególne znaczenia przy tym nabierają materiały kompozytowe polimerowo-ceramiczne dodatkowo laminowane wysokorezystywnymi foliami polimerowymi i poddane elektryzowaniu. Wytworzenie stanu spolaryzowania związanego głównie z gromadzeniem ładunku na powierzchni styku warstw laminatu stanowi podstawę fizyczną występowania własności piezoelektrycznych. Wielkość i trwałość stanu spolaryzowania takich niejednorodnych układów uzależniona jest od różnych czynników. Należą do nich rodzaj i grubość stykających się warstw, różnice w ich przenikalności elektrycznej i w przewodnictwie elektrycznym itp. Dobierając odpowiednio rodzaj warstw laminatowych, czy modyfikując ich strukturę wpływać można na właściwości elektryczne i sprężyste tych układów. Od dawna znane są metody modyfikowania wewnętrznej struktury układu makrocząsteczkowego. Prowadzą one najczęściej do zmiany stopnia krystaliczności, zmiany uporządkowania łańcuchów, a także zmieniają wielkość obszaru krystalicznego polimeru. Tak więc odpowiednio wytworzone kompozyty polimerowo-ceramiczne po spolaryzowaniu mogą charakteryzować się dobrymi właściwościami elektretowo -piezoelektrycznymi i znajdują zastosowanie w technice. Winny one dodatkowo wykazywać się trwałością i stabilnością stanu naelektryzowania, odpowiednią wytrzymałością mechaniczną i termiczną, a także poddawać się łatwej obróbce związanej z dowolnym kształtowaniem, cięciem itp. Korzystne jest gdy ich otrzymywanie wiąże się z prostą, taną i ekologiczną technologią.

2. CEL PRACY I WARUNKI EKSPERYMENTU

W technice znajdują zastosowanie jedynie te kompozyty polimerowo-ceramiczne o właściwościach elektretowo -piezoelektrycznych, które wykazują się wysoką trwałością i stabilnością naelektryzowania, a dodatkowo odpowiednią wytrzymałością mechaniczną i termiczną oraz dają się łatwo kształtować na drodze cięcia, prasowania itp. Z tych też powodów przywiązano szczególną uwagę do wyboru składników kompozytów, określenia i wielkości granulacji ceramiki ferroelektrycznej. Dokonano także doboru i utrzymywano odpowiednie warunki preparatyki jak również eksperymentalnie określono warunki polaryzowania. Ponadto zwrócono uwagę na określenie wymiarowości połączeń matryca polimerowa-ceramika, jak również kontrolowano stopień zorientowania folii polimerowej stanowiącej podłoże dla wylewanych kompozytów.

Spełniając przyjęte powyżej normy i zastrzeżenia wytworzono dwie serie próbek polimerowo-ceramicznych, których preparatykę oparto na sposobach: wcześniej opatentowanym [M. Gąsiorek, 1994] oraz ostatnio zaproponowanym i opracowanym [M. Gąsiorek., 2000]. Otrzymanie układów kompozytowych polimerowo-ceramicznych typu PA-6/ BaTiO_3 laminowanych folią PET związane było z czterema etapami:

- wytworzono roztwór PA-6 w 99,7% HCOOH ,
- mieszano w/w roztwór z odpowiednią ilością ceramiki BaTiO_3 (mielonej w młynie kulowym, wybierając frakcję o granulacji nie przewyższającej 0,075mm),
- wylewano otrzymaną zawiesinę na wypoziomowane podłoże,

- odparowywano rozpuszczalnik i wygrzewano próbki.

Kompozyt PU/PZT przygotowano uwzględniając następujące etapy:

- sporządzono roztwór PU w DMF o dobranym stężeniu,
- wymieszano ceramikę PZT (mieloną w młynie kulowym, wybierając frakcję o granulacji nie przewyższającej 0,075mm) z roztworem PU w DMF,
- wylano otrzymaną zawiesinę PZT w roztworze PU/PZT na przygotowane wcześniej wypoziomowane podłoże,
- odparowano rozpuszczalnik i wygrzano wytworzony układ.

W obu przypadkach tak dobierano ilości składników do wytworzenia kompozytów PU/PZT i PA-6/BaTiO₃, by zawierały one zmienne zawartości ceramiki o wartościach 20, 40, 60, 80 i 90% wagowych w kompozycie. Znane reguły pozwalały przy tym na określenie objętościowych zawartości ceramiki. W trakcie wytwarzania laminowanych układów kompozytowych polimerowo -ceramicznych zadbano szczególnie by uzyskane próbki cechowały się jak najwyższymi, maksymalnie możliwymi jeszcze do uzyskania technicznie, zawartościami ceramiki w kompozycie (nawet 90% wagowych).

Istniejące reguły teoretyczne pozwalają na określenie i prognozowanie, parametrów elektretowo -piezoelektrycznych laminowanych kompozycji polimerowo -ceramicznych jedynie w przypadkach najprostrzych, uznanych za przypadki modelowe. Reguły te nie rozwiązują problemu doboru polimeru, nie stwarzają możliwości określenia sposobu wypełnienia ceramiką matrycy polimerowej. Nie rozstrzygają kwestii wymiarowości połączeń faz kompozytu, rodzaju komponentów, ani też nie sugerują wielkości ziaren ceramiki (granulacji), czy warunków polaryzowania.

Istnieje zatem konieczność by eksperymentalnie określić wpływ powyższych czynników na trwałość, stabilność i wielkość stanu spolaryzowania, a w dalszej kolejności na aktywność piezoelektryczną badanych układów.

W celu otrzymania laminatów zawierających kompozyty typu

PA-6/BaTiO₃ i PU/PZT dokonano wyboru następujących materiałów wyjściowych:

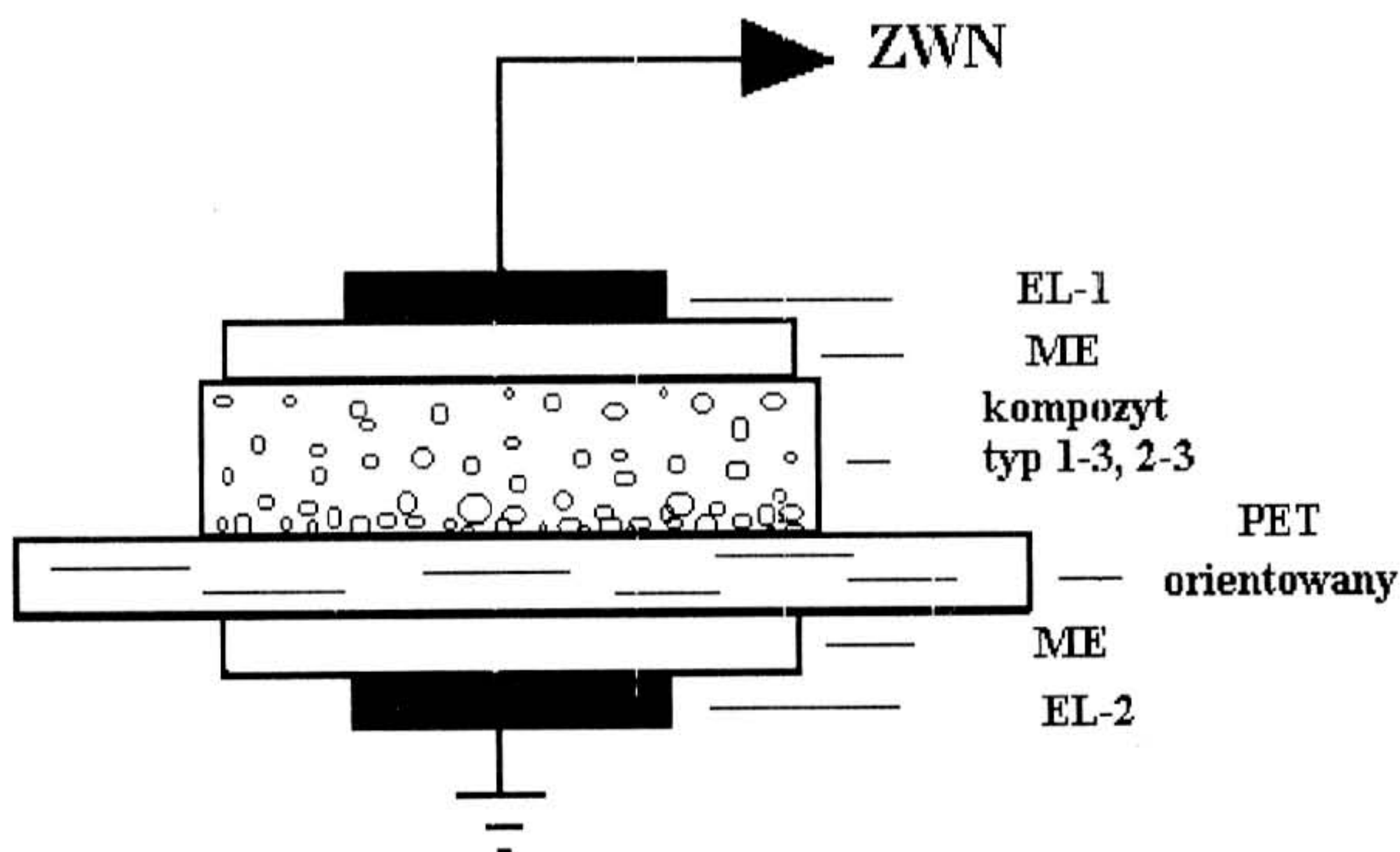
- poliamid – 6 (PA-6) produkowany w ZWS Stilon Gorzów,
- poliuretan (PU) produkowany w postaci granulatu przez firmę Bayer Leverkusen, RFN,
- politereftalan etylenowy (PET) produkowany w Krupskim Młynie w postaci arkuszy o grubości 0,08mm,
- ceramika tytanianu baru (BaTiO₃) i cyrkoniano-tytanian ołowiu (PZT) produkowane w postaci różnych kształtek w zakładach Ceramiki Radiowej „CERAD” w Warszawie.

Z otrzymanych laminatów kompozytowych polimerowo -ceramicznych przygotowywano próbki wycinając krążki o średnicy 3cm, na które nanoszono elektrody z pasty srebrnej o powierzchni ok. 3cm².

Polaryzowanie wytworzonych układów laminowanych wykonano w termostacie dobierając eksperymentalnie temperaturę polaryzowania T_p , natężenie pola polaryzującego

E_p i czas polaryzowania t_p . Pozytywnie zakończył się proces polaryzowania gdy zastosowano parametry o następujących wartościach: $T_p = 403K$, $E_p = 20MV/m$ i $t_p = 30min$. Układ jaki użyto w eksperymencie do polaryzowania próbek kompozytowych zawierających ceramikę rozproszoną w polimerowej matrycy, dodatkowo jeszcze laminowanych jednoosiowo orientowaną folią został schematycznie przedstawiony na rysunku 1. Przedstawiamy też wyjaśnienia niezbędne do opisu rysunku i zastosowane skrótowe oznaczenia elementów tego rysunku:

- ZWN - zasilacz wysokiego napięcia,
- EL-1 - górna elektroda dociskowa -metalowa,
- ME - metalizacja naniesiona na kompozyt,
- kompozyt typ 1-3, 2-3 - kompozyt polimerowo-ceramiczny o wymiarowościach połączeń ceramiki w polimerze typu 1-3 lub 2-3, i granulacji ceramiki $\leq 0,075mm$,
- PET-orientowany - folia PET o grubości 0,08mm jednoosiowo orientowana o dwójłomności $\Delta n = 0,052$,
- EL-2 -dolna elektroda dociskowa -metalowa.



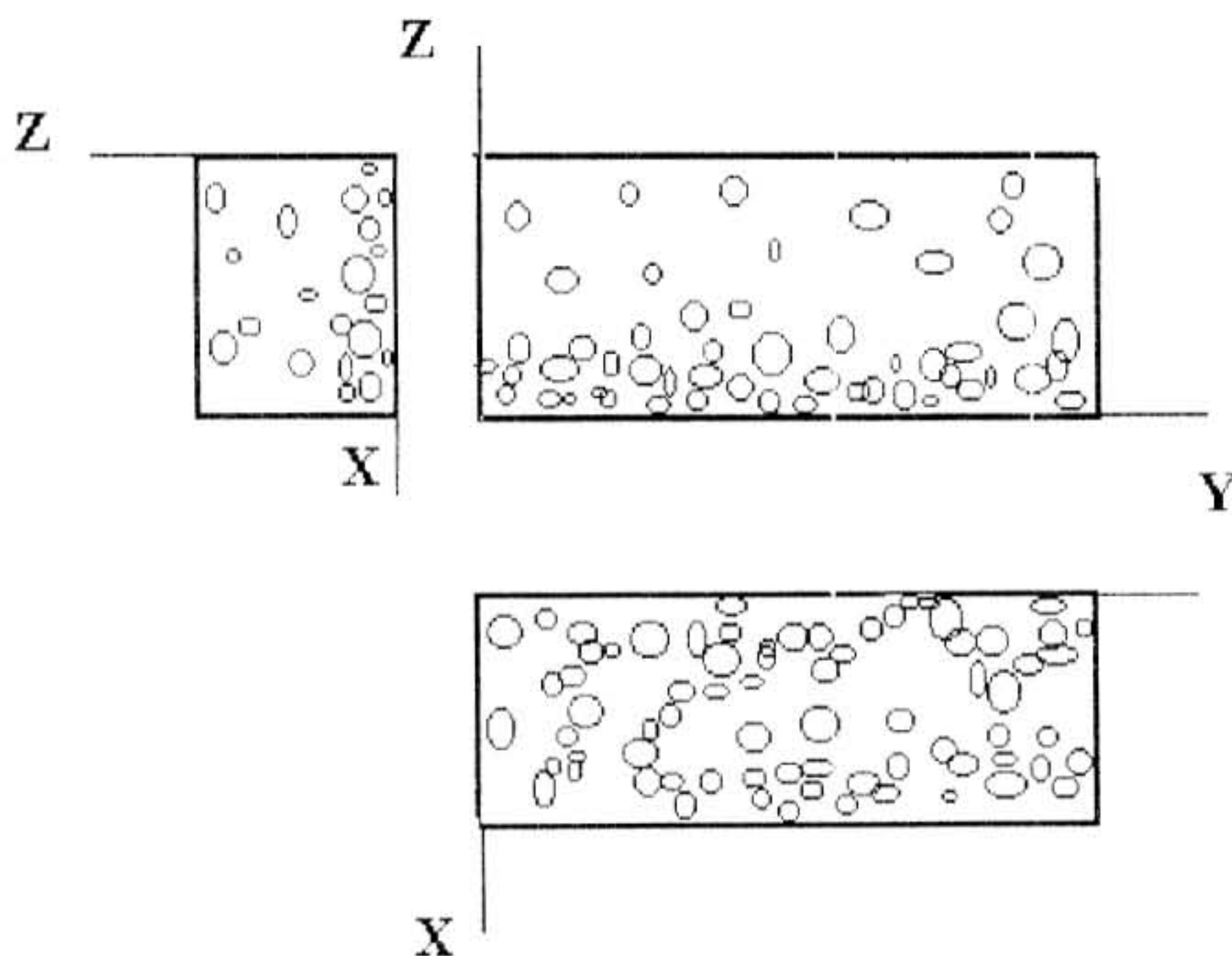
Rys.1. Schemat układu do polaryzowania laminowanych układów polimerowo-ceramicznych (objaśnienia w tekście).

Z uwagi na powyższe fakty wydaje się uzasadnionym, by w oparciu o w/w serie próbek dokonać zestawienia i oceny porównawczej laminowanych kompozytów polimerowo-ceramicznych otrzymanych podobną metodą przy użyciu różnych matryc polimerowych i różnych jej wypełnień.

3. OMÓWIENIE WYNIKÓW

Sposób wytwarzania kompozytów polimerowo -ceramicznych zastosowany w niniejszej pracy, a oparty na metodzie wylewania z roztworu odpowiada zasadniczo sposobowi łączenia faz 0 - 3. W przypadkach największych zastosowanych udziałów wagowych ceramiki w kompozycie (tj.90% wag.) możliwym jest wytworzenie innych sposobów połączeń, o wymiarowościach także typu 1-3 i 2-3. Ta możliwość wytworzenia powiązań o dodatkowych wymiarowościach połączenia faz, jest zaletą opracowanej przez nas metody otrzymywania układów wielowarstwowych.

Przy takich bowiem zawartościach ceramiki w kompozycie nie wykluczona jest możliwość tworzenia się dodatkowo, często samoistnie innych sposobów połączenia faz o wymiarowościach już nie tylko 0-3, ale także typu 1-3 lub nawet 2-3, szczególnie w przypadku zastosowanej ceramiki o wysokiej wartości jej uziarnienia (bliskiej 0,075mm), o czym wspominaliśmy już poprzednio [S. Jerzyniak, 1995]. A związane to jest z faktem, występowania dużych różnic w gęstościach polimerów i wybranych ceramik (gęstość PA-6 wynosi 1041kg/m^3 , a ceramiki BaTiO_3 - 5620kg/m^3 czy kilkakrotnie wyższa gęstość ceramiki PZT - 7630kg/m^3 w porównaniu z gęstością PU - 1194kg/m^3), sprzyjających powstawaniu pożądanym niejednorodności układów otrzymywanych metodą wylewania kompozytów z roztworów [M. Gąsiorek, 1994, S. Jerzyniak, 1995, M. Gąsiorek, 2000]. Grubość otrzymywanych układów wylewanych na podłoże z folii PET wahała się od 0,10 do 0,15 mm.



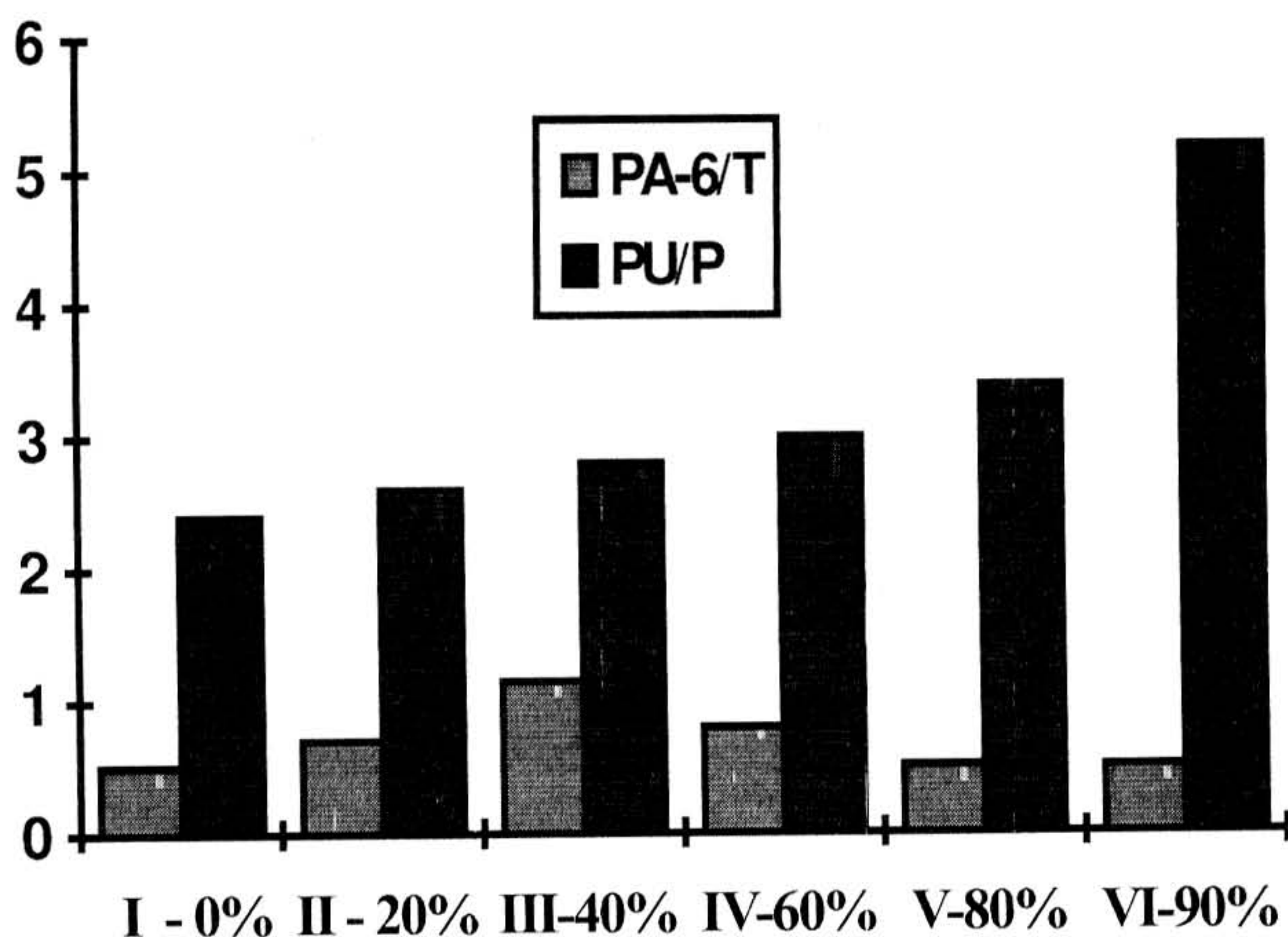
Rys.2. Rozmieszczenie ceramiki w kompozycie typu 1-3 lub 2-3.

Polaryzując kompozyty PA-6/ BaTiO_3 oraz PU/PZT wylewane na podłoże z folii PET w dobranych eksperymentalnie warunkach, uzyskuje się termoelektrety. Wielkość zgromadzonego ładunku w powyższych laminatach wyznaczono na podstawie widm termicznie stymulowanych prądów (TSC) przy zastosowanej w eksperymencie szybko-

ści liniowego nagrzewania próbek w termostacie wynoszącej 5 K/min. Przed pomiarami TSC wspomniane próbki zwierano na okres 1 godziny.

Zapis gęstości prądu depolaryzacyjnego $j(t)$ wykonano przy użyciu rejestratora $Y(t)$. Wartość ładunku depolaryzacyjnego uwolnionego techniką TSC określano metodą graficznego całkowania pola pod uzyskanymi krzywymi dla serii próbek, zawierających różne zawartości wspomnianych ceramicznych.

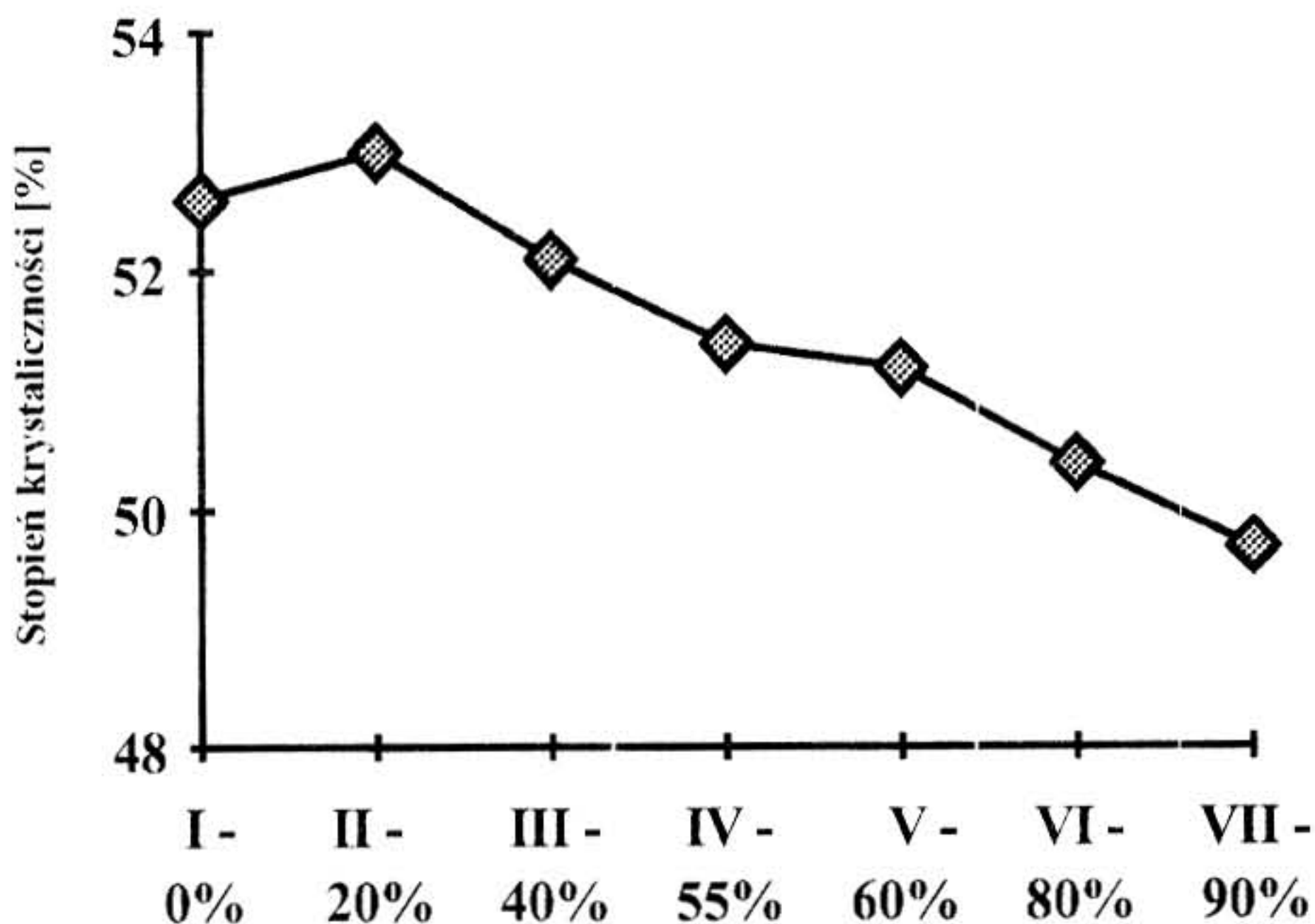
Ładunek zgromadzony w laminatach zawierających ceramikę PZT jest około 5-cio krotnie większy i przekracza wartość $5,2 \cdot 10^{-4} \text{ C/m}^2$ dla zawartości ceramiki w kompozycie wynoszącej 90% wag. w porównaniu z wartością $1,1 \cdot 10^{-4} \text{ C/m}^2$ uzyskaną dla kompozytów zawierających BaTiO_3 . Rysunek 3 prezentuje omawianą kwestię w sposób wyraźny. Wartości liczbowe gęstości ładunku depolaryzacyjnego wyznaczonego z widm TSC, naniesiono na osi pionowej i wyliczone zostały poprzez czynnik 10^{-4} , a wyznaczone są w C/m^2 . Zawartość ceramiki w kompozycie określono na osi poziomej - w procentach wagowych. Zastosowano przy tym oznaczenia: PA-6/T - oznacza kompozyt PA-6/ BaTiO_3 , PU/P - oznacza kompozyt PU/PZT.



Rys.3. Zależność gęstości ładunku depolaryzacyjnego w kompozytach od zawartości ceramiki

Charakterystycznym jest fakt, że wartość ładunku depolaryzacyjnego uwolnionego z próbek zawierających ceramikę PZT wzrasta wraz ze wzrostem stężeń ceramiki

w kompozycie. Tendencja ta utrzymuje się aż do największych możliwych do uzyskania zawartości ceramiki tj. 90% wag. Inną odmienną tendencję obserwuje się w związku z kompozytami zawierającymi ceramikę BaTiO_3 . W tym ostatnim przypadku dla stężeń wagowych ceramiki wynoszących ok. 40% wag. uzyskuje się maksimum wartości zgromadzonego ładunku po czym wartość ta opada. Dalsze zwiększanie udziału ceramiki w kompozycie PA-6/ BaTiO_3 nie sprzyja już zwiększaniu gromadzonego ładunku elektrycznego, co wyraźnie widać z rysunku 2. Zachodzi ponadto spadek stopnia krystaliczności fazy PA-6, w miarę wzrostu udziału fazy BaTiO_3 w kompozycie (wynika to z pomiarów DSC). Ten szczególny fakt w sposób przejrzysty ilustruje wykres na rysunku 4. Obniżenie wartości gromadzonego ładunku w powyższym kompozycie można więc tłumaczyć jako wynik powstawania drobnokrystalicznych obszarów w PA-6 bardziej zdefektowanych i o mniejszym stopniu uporządkowania, szczególnie przy zwiększającej się w nim zawartości ceramiki BaTiO_3 . Należy zatem stwierdzić, że ze względu na wielkość ładunku gromadzonego w kompozytach zawierających ceramikę BaTiO_3 , nie zachodzi potrzeba podążania w kierunku uzyskiwania próbek zawierających największe zawartości ceramiki np. 80 - 90% wagowych.



Rys. 4. Zależność stopnia krystaliczności fazy polimerowej PA-6 (wyznaczonego metodą DSC) od procentowej zawartości wagowej ceramiki BaTiO_3 w kompozycie PA-6/ BaTiO_3 .

Bowiem wielkość wprowadzonego ładunku, już przy 40% udziale wagowym ceramiki w matrycy polimerowej PA-6, wykazuje maksimum, co jest zupełnie przeciwnym procesem w porównaniu z kompozytami opartymi na elastomerze poliuretanowym PU z ceramiką PZT.

Zwiększenie zgromadzonego ładunku w kompozycie z ceramiką tytanianu baru, ale jedynie do wartości około $3 \cdot 10^{-4} \text{ C/m}^2$ uzyskano, gdy zdecydowano się zastosować natężenie pola polaryzującego $E_p = 200 \text{ kV/m}$, czyli dziesięciokrotnie wyższe w porównaniu z wartościami dotyczącymi całej serii w opisywanym przez nas przypadku.

Rozważając ewentualny aspekt aplikacyjny omawianych kompozytów laminowanych zawierających ceramikę tytanianu baru, możliwe ich zastosowanie przewidywać by można ze względu na mniejszą zawartość ceramiki a tym samym i mniejszą masę takiego układu, jedynie w przypadkach układów pracujących dynamicznie. A i to pod warunkiem, że wykazywany przez nie efekt elektretowo-piezoelektryczny związany byłby z możliwością funkcjonowania w stanie nie wymagającym największego wprowadzonego ładunku elektrycznego.

Zdecydowanie większy zakres aplikacyjny należy wiązać z laminowanymi kompozytami PU/PZT.

Dalsze badania dotyczące rozszerzenia oceny porównawczej laminowanych kompozytów polimerowo -ceramicznych będą kontynuowane.

W oparciu o uzyskane dane eksperymentalne można sformułować następujące wnioski:

1. Kompozyty polimerowo ceramiczne typu PA-6/BaTiO₃ oraz PU/PZT laminowane folią PET, polaryzowane w identycznych warunkach ($E_p = 20$ MV/m, $T_p = 403$ K, $t_p = 30$ min.) wykazują różną wartość depolaryzacyjnego ładunku. Ładunek zgromadzony w laminatach zawierających ceramikę PZT jest około 5-cio krotnie większy i przekracza wartość $5,2 \cdot 10^{-4}$ C/m² dla zawartości ceramiki w kompozycie wynoszącej 90% wag. w porównaniu z wartością $1,1 \cdot 10^{-4}$ C/m² uzyskaną dla kompozytów zawierających BaTiO₃.
2. Wartość ładunku depolaryzacyjnego uwolnionego z próbek zawierających ceramikę PZT wzrasta wraz ze wzrostem stężeń ceramiki w kompozycie. Tendencja ta utrzymuje się aż do największych możliwych do uzyskania zawartości ceramiki tj. 90% wag. Inną odmienną tendencję obserwuje się w kompozytach zawierających ceramikę BaTiO₃. W tym ostatnim przypadku dla stężeń wagowych ceramiki wynoszących ok. 40% wag. uzyskuje się maksimum wartości zgromadzonego ładunku. Dalsze zwiększanie udziału ceramiki w kompozycie PA-6/BaTiO₃ nie sprzyja już zwiększaniu gromadzonego ładunku elektrycznego.
3. Z powyższych względów większy zakres aplikacyjny należy wiązać z laminowanymi kompozytami PU/PZT.

4. LITERATURA

- [1] GĄSIOREK M., Jerzyniak S.: *Sposób wytwarzania materiałów elektretowo-piezoelektrycznych*. Patent RP nr 164504 (1994).
- [2] GĄSIOREK M., Jerzyniak S.: Zesz. Nauk. W.S.Inż., Zielona Góra, , Ser. Fiz-Chem.) nr 106 (6-7), 73 (1994).
- [3] GĄSIOREK M., Jerzyniak S.: *Sposób wytwarzania materiałów elektretowo-piezoelektrycznych*. Patent RP nr 178558, (2000).
- [4] HILCZER B., Małecki J.: *Elektrety i piezopolimery*. PWN Warszawa (1992)
- [5] JERZYNIAK S., Gąsiorek M.: Zesz. Nauk. W.S.Inż., Zielona Góra, Ser. Fiz-Chem. nr 109 (8), 23 (1995).

- [6] KULEK J., Hilczer B., Kamba S., Petzelt J.: *Acta Polym.*, 46, 2, 152 (1995).
- [7] KÜNSTLER W., Xia Z., Weinhold T., Pucher A., Gerhard-Multhaupt R.: *Appl. Phys. A* 70, 5-8 (2000).
- [8] LYNCH C.S., *Ferroelectrics*, 150, (3-4), 331 (1993).
- [9] NEUGSCHWANDTNER G.S., Schwödiauer R., Bauer-Gogonea S.: Bauer S., *Appl. Phys.* 70, 1-4 (2000).
- [10] NEWNHAM R. E., Skinner D.P., Cross L.E.: *Mat. Res. Bull.*, 13, 525 (1978).
- [11] NEWNHAM R.E.: *Ferroelectrics*, 68, 1 (1986).
- [12] SESSLER G.M.: *Electrets*, Springer Verlag Berlin, (1980).
- [13] WEI Bai, Yang Daben.: *Ferroelectrics*, 157, (1-4), 427 (1994).

Marek GĄSIOREK, Stefan JERZYNIAK *

UKŁAD POLIMER – ADDYTYW NISKOCZĄSTECZKOWY JAKO POTENCJALNA BAZA DLA MATRYC POLIMEROWYCH SPECJALNEGO PRZEZNACZENIA

Streszczenie

Stosując metodę wylewania z roztworu oraz termiczną homogenizację uzyskano układy dwuskładnikowe typu: poliamid-12/kwas salicyłowy. Zbadano zachowanie się quasi-podwójnego systemu: poliamid-12/kwas salicyłowy podczas jego topnienia. Stwierdzono, że sublimacja kwasu salicyłowego z układu poliamid-12/kwas salicyłowy prowadzi do polimerowej, porowatej matrycy, opartej na poliamidzie-12

1. WSTĘP

Nieustanny rozwój techniki powoduje ciągle zapotrzebowanie na różnorodne, nowe materiały, charakteryzujące się ciekawymi i cennymi właściwościami. Należą do nich bezsprzecznie materiały elektretowe i piezoelektryczne. Wiadomo, że niektóre polimery (PVDF, PA-11) jak i układy polimerowo-ceramiczne (PET-PVDF/PZT, PET-PU/PZT) cechują się dobrymi właściwościami elektretowo-piezoelektrycznymi. Szczególnie interesującymi wydają się być polimerowe układy laminatowe lub kompozyty polimerowo-ceramiczne, oparte na takich polimerach jak: politereftalan etylenowy (PET), polifluorek winylidenu (PVDF), poliamid-11 (PA-11), poliamid-9 (PA-9), poliuretan (PU), polimetakrylan metylu (PMMA) oraz zawierające znaną ceramikę ferroelektryczną: cyrkoniano-tytanian ołowiu (PZT) [B. Hilczer (1992), G. A. Łuszczek (1984), E. W. Jacobs (1984), K. Mazur (1991), S. Jerzyniak (1995), M. Gąsiorek (1995, 1999)]. Kompozyty charakteryzują się pożądanymi właściwościami wtedy, gdy dokona się prawidłowego wyboru ich składników (jakościowego i ilościowego) oraz uzyska się właściwe połączenie wybranych faz [C. S. Lynch (1993), J. Kulek (1995)]. Często udaje się pogodzić dość odległe cechy, np. wysoką aktywność piezoelektryczną i stosunkowo niską gęstość materiału stosując odpowiednią ceramikę ferroelektryczną w specjalnej matrycy polimerowej [Bai Wei (1994)]. Matryca polimerowa może być wypełniona również fazą polimeru ferroelektrycznego, a także sama może posiadać właściwości ferroelektryczne. Układy takie, po procesie polaryzacji, gromadzą ładunek

elektryczny, w tym także na granicach poszczególnych faz. Wielkość i trwałość stanu spolaryzowania takich układów zależą m.in. od rodzaju i grubości stykających się warstw oraz ich wzajemnego, przestrzennego usytuowania, a także od ich właściwości elektrycznych. Można sądzić, iż wpływając na strukturę i morfologię matrycy polimerowej, można będzie wpływać na właściwości elektryczne i sprężyste takich kompozytów.

Zupełnie innym rodzajem materiałów są układy charakteryzujące się selektywnymi zdolnościami sorpcyjnymi (np. sita molekularne), które po odpowiedniej modyfikacji fizykochemicznej mogą dodatkowo wykazywać specyficzną aktywność katalityczną [R. B. Anderson (1968), D. W. Breck (1974), N. G. Polanski (1974)]. Wydaje się, iż podstawą do wytwarzania takich sorpcyjno-katalitycznych materiałów mogą być układy polimerowe w postaci specjalnych matryc, które winny charakteryzować się odpowiednią porowatością oraz powierzchnią, na której można w sposób trwały osadzić substancje chemiczne pełniące rolę aktywnych i selektywnych centrów katalitycznych.

Zarówno w przypadku materiałów elektretowo-piezoelektrycznych, jak i materiałów sorpcyjno-katalitycznych matrycę polimerową powinien tworzyć polimer o dobrych właściwościach mechanicznych i termicznych. Wydaje się, że założenia te spełnia poliamid-12. Polimer ten topi się w stosunkowo wąskim przedziale temperaturowym 20-25 K, przy czym maksimum na krzywej topnienia, w zależności od stopnia krystaliczności, można zaobserwować nawet powyżej 473K [S. Gogolewski (1980)]. Poliamid-12 jest polimerem polarnym, dającym się rozpuszczać w takich polarnych rozpuszczalnikach jak kwas mrówkowy, czy też dwumetyloformamid, co w znacznym stopniu ułatwia preparatykę kompozytów zawierających ten polimer. Ponadto cechuje się on bardzo małą zdolnością do pochłaniania wilgoci, co jest pozytywną cechą z uwagi na stabilność ładunku elektrycznego, gromadzonego w kompozytach zawierających poliamid-12. Wydaje się, iż uzyskanie matrycy polimerowej opartej na tym polimerze będzie możliwe, jeśli przygotuje się układ poliamid-12/addytyw niskocząsteczkowy, z którego następnie usunie się substancję niskocząsteczkową. Według danych literaturowych, znane są tego typu dwuskładnikowe układy polimer/addytyw niskocząsteczkowy, charakteryzujące się nawet obecnością fazy eutektycznej, z których po usunięciu substancji niskocząsteczkowej otrzymywano wysoce porowaty materiał polimerowy. Jego morfologia w znacznym stopniu zależała od składu ilościowego układu wyjściowego [R.J.M.Zwiers (1983), C.C.Gryte (1979)]. Rolę addytywu niskocząsteczkowego zwykle spełniała substancja organiczna, wykazująca znaczną zdolność do sublimacji. W naszych badaniach postanowiono zastosować kwas salicylowy. Opierając się na publikacjach światowych ośrodków naukowych, oraz wynikach prac własnych przyjęto, iż celem niniejszej pracy będzie:

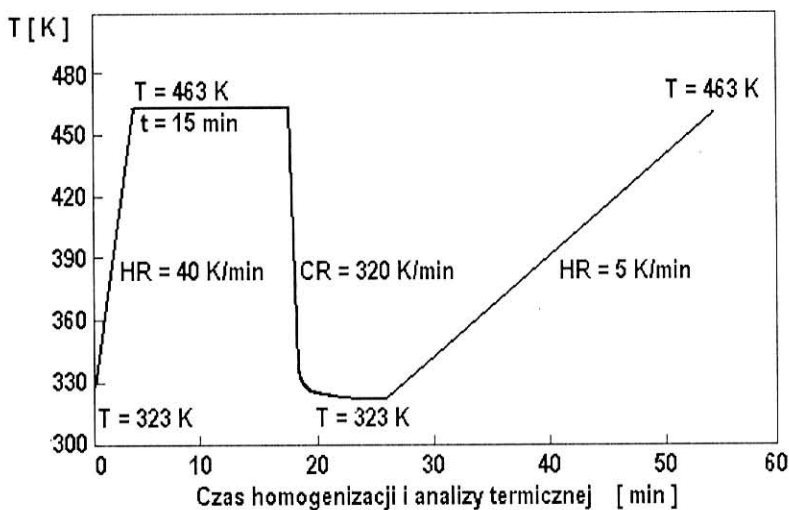
- poszukanie sposobu otrzymywania możliwie jednorodnych fizycznie układów poliamid-12/kwas salicylowy,
- zbadanie mieszanin: poliamid-12/kwas salicylowy pod względem ewentualnego powstawania układu pseudoeutektycznego,
- sprawdzenie możliwości usuwania addytywu niskocząsteczkowego z układu: poliamid-12/kwas salicylowy.

2. WARUNKI EKSPERYMENTU

Mieszaniny poliamidu-12 i kwasu salicylowego przygotowywano w oparciu o następujące materiały:

- handlowy, granulowany poliamid-12 (PA-12) produkowany przez firmę Chemische Werke Hüls A.G., RFN,
- kwas salicylowy cz.d.a. (KS) produkowany przez firmę Int.Eng.Ltd., Anglia.

Odpowiednie ilości PA-12 i KS rozpuszczano w 99,7 % wag. cz.d.a. kwasie mrówkowym w taki sposób, by 100 cm³ uzyskanego roztworu zawierało łącznie 300 mg rozpuszczonych substancji. Tak otrzymane roztwory wylewano do krystalizatorów i pozostawiano do odparowania w temperaturze pokojowej. W ten sposób uzyskano mieszaniny PA-12/KS, które zawierały zmienną ilość poliamidu-12 w stosunku do kwasu salicylowego (od 12,5 % wag. do 88,2 % wag. PA-12). Mieszaniny te proszkowano, odważano w odpowiednich ilościach i umieszczano w specjalnych naczyniach aluminiowych, wytrzymujących podwyższone ciśnienie par sublimatu.



Rys.1. Zmiany temperatury próbki PA-12/KS podczas jej homogenizacji i analizy metodą DSC.

Otrzymane preparaty PA-12/KS homogenizowano i analizowano przy pomocy różnicowego mikrokalorymetru dynamicznego DSC-2 firmy Perkin-Elmer w następujących warunkach (rys.1):

- homogenizacja: ogrzewanie preparatu z szybkością $HR = 40 \text{ K/min}$ od temperatury 323 K do 463 K w celu jej stopienia, wygrzewanie stopu w temperaturze 463 K w ciągu 15 min., schładzanie stopu do temperatury 323 K z szybkością $CR = 320 \text{ K/min}$,

- analiza termiczna (rejestracja endoterm topnienia): temperaturę próbki podnoszono z szybkością $HR = 5 \text{ K/min}$ w przedziale 323 - 463 K, przy czułości DSC równej 8,38 mJ/s. Wzorcem, względem którego określano położenie maksimumów temperaturowych na krzywych topnienia był ind, którego temperatura topnienia wynosiła 429,79 K.

W celu usunięcia addytywu niskocząsteczkowego tzn. kwasu salicylowego z matrycy polimerowej PA-12, preparaty PA-12/KS przemywano acetonem ekstrahując większość kwasu salicylowego, a następnie wygrzewano w układzie próżniowym 3 godziny, w temperaturze 363 K, pod zmniejszonym ciśnieniem ($p=1,33 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}$).

3. OMÓWIENIE WYNIKÓW I WNIOSKI

Wstępne badania dotyczące preparatyki mieszanin polimerów z addytywami niskocząsteczkowymi wykazały, że takie polimery jak poliamid-12 i poliamid-6 tworzą z niektórymi związkami organicznymi (kwas salicylowy, antracen, 1,3,5-trójbromobenzen i inne) układy, z których różnymi sposobami można usunąć substancję niskocząsteczkową i w efekcie końcowym uzyskać matrycę polimerową. Ostatecznie, ze względów przedstawionych we wstępie zdecydowano się na dokładniejsze przebadanie układu PA-12/KS. Poliamid-12 w porównaniu z poliamidem-6 jest polimerem wystarczająco stabilnym termicznie oraz charakteryzującym się bardzo dobrymi właściwościami mechanicznymi. Ponadto PA-12, przeciwnie niż PA-6, absorbuje wodę (wilgoć) jedynie w śladowych ilościach, co jest bardzo istotne, jeśli zakłada się wykorzystanie matrycy PA-12 do otrzymywania trwałych i stabilnych elektretów.

Mieszaniny PA-12/KS, których preparatykę ograniczono początkowo do ich wylewania z roztworu kwasu mrówkowego, nie charakteryzowały się wysoką jednorodnością. W zależności od stosunku ilościowego PA-12 do KS można było zaobserwować płytki polimerowe i zespoły krystaliczne kwasu salicylowego. Stąd konieczność dokładnego proszkowania uzyskanych mieszanin w młynku kulowym i dalszej ich homogenizacji na drodze stapiania. Topienie próbek i ich dalszą analizę termiczną prowadzono techniką DSC, przy czym zastosowano specjalne naczynka aluminiowe, wytrzymujące wzrastające ciśnienie par sublimującego kwasu salicylowego w miarę wzrostu temperatury. Krzywe DSC charakteryzowały się zwykle dwoma "rozmytymi" maksimumami endotermicznymi. Jedynie w przypadku próbki czystego kwasu salicylowego, oraz dla mieszanin PA-12/KS, które charakteryzowały się niewielką zawartością poliamidu-12, zaobserwowano względnie „ostre” maksima endotermiczne odpowiadające procesowi topnienia addytywu niskocząsteczkowego. Położenie maksimum oraz temperaturowy przedział topnienia danej fazy uzależnione były od składu ilościowego mieszaniny PA-12/KS. Wartości temperaturowe przy których, na krzywych topnienia występują poszczególne maksima endotermiczne (T_m) przedstawiono w tabeli (Tab.1). Dane te zebrano dla różnych próbek PA-12/KS, charakteryzujących się różną zawartością fazy polimerowej w stosunku do zawartości fazy addytywu niskocząsteczkowego, a zatem i zmiennymi wartościami ułamka wagowego poliamidu-12 (X_{PA-12}).

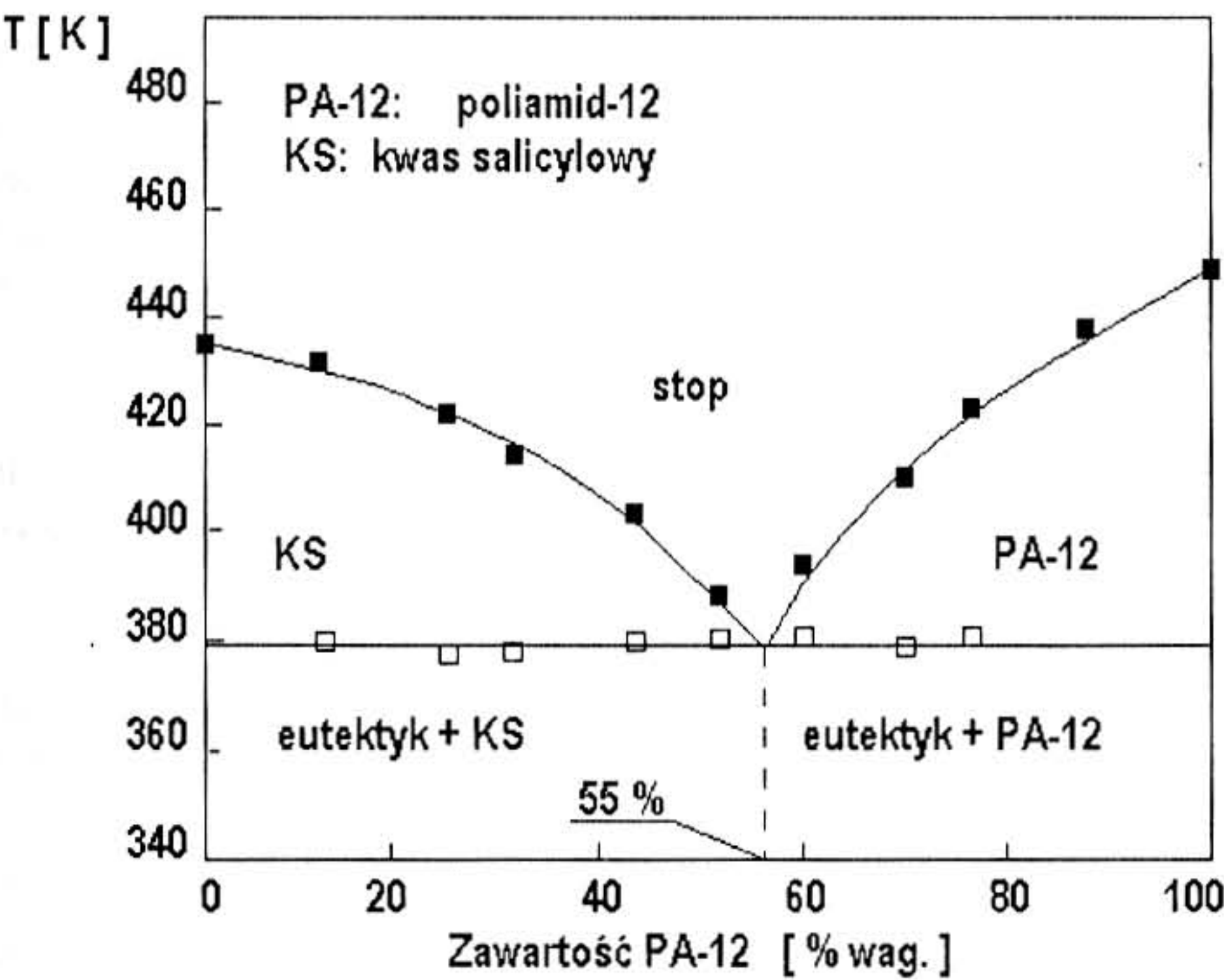
Okazało się, iż podczas topnienia dwuskładnikowego układu PA-12/KS, (dla dowolnej zawartości PA-12 w układzie PA-12/KS) niżej położone maksimum endotermiczne

oscylowało w przedziale 376 - 481 K. Maksimum endotermiczne położone wyżej, w miarę wzrostu zawartości PA-12, początkowo przesunęło się w stronę niższych temperatur, a następnie w stronę temperatur wyższych. Maksimum to mieściło się między temperaturą topnienia kwasu salicylowego ($T_m=434,5K$), a temperaturą topnienia czystego PA-12 ($T_m=448,0K$).

TABELA 1.

Maksima endotermiczne (T_m) dla preparatów PA-12/KS
o różnej zawartości PA-12

X_{PA-12}	PA-12 T_m [K]	eutektyk T_m [K]	Ks T_m [K]
0,000	-	-	434,5
0,125	-	380,0	431,0
0,250	-	376,0	421,0
0,309	-	377,0	416,0
0,420	-	380,0	406,0
0,508	-	380,5	388,0
0,600	394,0	381,0	-
0,697	410,5	379,0	-
0,784	422,0	381,0	-
0,882	439,0	śląd	-
1,000	448,0	-	-



Rys.2. Diagram fazowy dla układu PA-12/KS.

Na rys. 2. przedstawiono graficznie położenia w/w maksimów endotermicznych w zależności od zawartości PA-12 w układzie PA-12/KS. Z analizy diagramu wynika

wyraźnie, iż mieszanina PA-12/KS tworzy układ quasi-eutektyczny, którego skład to 55 % wag. poliamidu-12 i 45 % wag. kwasu salicylowego. Eutektyk PA-12/KS osiąga maksimum na krzywej topnienia przy wartości 379 K. W przypadku gdy zawartość PA-12 jest niższa niż 55 % wag., eutektyk sąsiaduje z fazą kwasu salicylowego, którego temperatura topnienia rośnie w miarę spadku zawartości PA-12. Jeśli jednak zawartość PA-12 przewyższa 55 % wag., eutektyk współlistnieje z fazą poliamidu-12, którego temperatura topnienia rośnie w miarę wzrostu zawartości PA-12.

Wiadomo, że zastosowany w niniejszej pracy kwas salicylowy, pełniący rolę addytywu niskocząsteczkowego, charakteryzuje się dużą skłonnością do sublimacji i dobrą rozpuszczalnością w rozpuszczalnikach organicznych. W celu usunięcia kwasu salicylowego z układu PA-12/KS zastosowano ekstrakcję acetonem oraz dodatkowo wygrzewanie w podwyższonej temperaturze i pod zmniejszonym ciśnieniem. Okazało się, iż ubytek masy tak potraktowanych próbek był bardzo zbliżony do wartości wynikających z zawartości kwasu salicylowego w preparatach PA-12/KS. A zatem można sądzić, że po przeprowadzeniu operacji mających na celu usunięcie kwasu salicylowego, faza poliamidu-12 pozostaje w postaci matrycy polimerowej. Można przypuszczać, że morfologia i struktura takiej matrycy silnie uzależniona będzie od składu ilościowego wyjściowego układu PA-12/KS. Wiadomo bowiem, iż w mieszaninach PA-12/KS, w których zawartość PA-12 nie przewyższa 55 % wag., poliamid-12 wchodzi w skład fazy eutektycznej. Jeśli jednak zawartość PA-12 przewyższa 55 % wag., poliamid-12 występuje w ramach fazy eutektycznej oraz współlistniejącej z nią czystej fazy polimerowej. Wybór odpowiedniej zawartości poliamidu-12 w wyjściowej mieszaninie PA-12/KS pozwoli zatem na uzyskanie dwuskładnikowego układu, w którym zawartość fazy eutektycznej będzie można dość łatwo zaprogramować. Ostatecznie wydaje się więc, że decydując o składzie ilościowym wyjściowego układu PA-12/KS będzie można wpływać na strukturę i morfologię matrycy polimerowej PA-12. Przypuszczenie to znalazło już potwierdzenie eksperymentalne w przypadku innych układów np. mieszaniny kwasu polimlekowego i sześciometylobenzenu [R. J. M. Zwiers (1983)]. Analizując powyższe dane, oraz uwzględniając doniesienia literaturowe [B. Hilczer (1992), R. J. M. Zwiers (1983), C. C. Gryte (1979)] można wyciągnąć następujące wnioski:

- substancja niskocząsteczkowa jaką jest kwas salicylowy może utworzyć w połączeniu z substancją makromolekularną taką jak poliamid-12 względnie jednorodną fizycznie mieszaninę, której stopień homogenizacji zależy w dużej mierze od odpowiednio przeprowadzonej preparatyki (wylewanie z roztworu polimerowego, homogenizacja termiczna itp.),
- mieszanina poliamidu-12 i kwasu salicylowego tworzy układ quasi-eutektyczny, który topi się w temperaturze 379 K, przy czym układ ten zawiera 55 % wag. poliamidu-12 i 45 % wag. kwasu salicylowego,
- usunięcie kwasu salicylowego z układu PA-12/KS (ekstrakcja acetonem, sublimacja pod zmniejszonym ciśnieniem) umożliwia uzyskanie matrycy polimerowej. Dane literaturowe skłaniają do przypuszczenia, iż tak uzyskana matryca polimerowa może być podstawą do preparatyki układów typu: PA-12/PVDF lub PA-12/PZT, charakteryzujących się dobrymi właściwościami elektretowo-piezoelektrycznymi. Wydaje się również, że w/w matryca poliamidowa, dysponując

odpowiednią porowatością i dobrymi właściwościami mechaniczno-termicznymi, może stanowić po odpowiednich modyfikacjach bazę do wytwarzania selektywnych sorbentów, a nawet specyficznie działających katalizatorów.

4. LITERATURA

- [1] ANDERSON R.B.: *Experimental methods in catalytic research.*, Academic Press, New York, London (1968).
- [2] BAI WEI, Yang Daben.: *Ferroelectrics.*, 157, (1-4),427 (1994).
- [3] BRECK D.W.: *Zeolite molecular sieves.*, Wiley-Interscience Publ., New York, London, Sydney, Toronto (1974).
- [4] GĄSIOREK M., Jerzyniak S.: *Zesz. Nauk. WSIInż.*, Zielona Góra, Ser.Fiz.Chem., 106,(6-7),73 (1994).
- [5] GĄSIOREK M., Jerzyniak S.: Patent RP nr 178558 (2000) 11605 (1999).
- [6] GOGOLEWSKI S., Czerniawska K., Gąsiorek M.: *Coll.Polym.Sci.*,258,1130 (1980).
- [7] GRYTE C.C., Berghmans H., Smets G.: *J. Polym.Sci., Polym.Phys.Ed.*, 17,1295 (1979).
- [8] HILCZER B., Małecki J.: *Elektrety i piezopolimery*, PWN, Warszawa (1992).
- [9] JACOBS E.W., Hicks J.C.: *Appl. Phys. Lett.*, 44, 402 (1984).
- [10] JERZYNIAK S., Gąsiorek M.: *Zesz. Nauk. WSIInż.*, Zielona Góra, Ser.Fiz.Chem., 109, (8),23 (1995).
- [11] KUŁEK J., Hilczer B., Kamba S., Petzelt J.: *J. Acta. Polym.*, 46,(2),152 (1995).
- [12] LYNCH C.S.: *Ferroelectrics.*,150,(3-4),331 (1993).
- [13] ŁUSZCZEJKIN G.A.: *Polimiernyje elektrety*, Izd. Chimija, Moskwa (1984).
- [14] MAZUR K.: *Proc. 7-th Int.Symp.Electrets.*, Berlin, pp 512-517 (1991).
- [15] POLANSKI N.G.: *Kataliz jonitami.*, Izd.Chimija., Moskwa (1973).
- [16] ZWIERS R.J.M., Gogolewski S., Pennings A.J.: *Polymer.*, 24,167 (1983).

Bartłomiej NAJBAR *

FIZYCZNO-CHEMICZNE I BAKTERIOLOGICZNE STRATYFIKACJE W WYBRANYCH ZBIORNIKACH „POJEZIERZA ANTROPOGENICZNEGO”

Streszczenie

W okresie badań przeprowadzonych we wrześniu 1998 r. prześledzono zmiany kilku fizyczno-chemicznych wskaźników wód oraz rozmieszczenie bakterii psychro-, mezofilnych i azotowych w profilach pionowych 10 wybranych, powyrobi-skowych zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w Łuku Mużakowskim.

CZĘŚĆ I. PIONOWE ROZMIESZCZENIE BAKTERII PSYCHRO- I MEZOFILNYCH W WODACH 10 ZBIORNIKÓW

1. WSTĘP

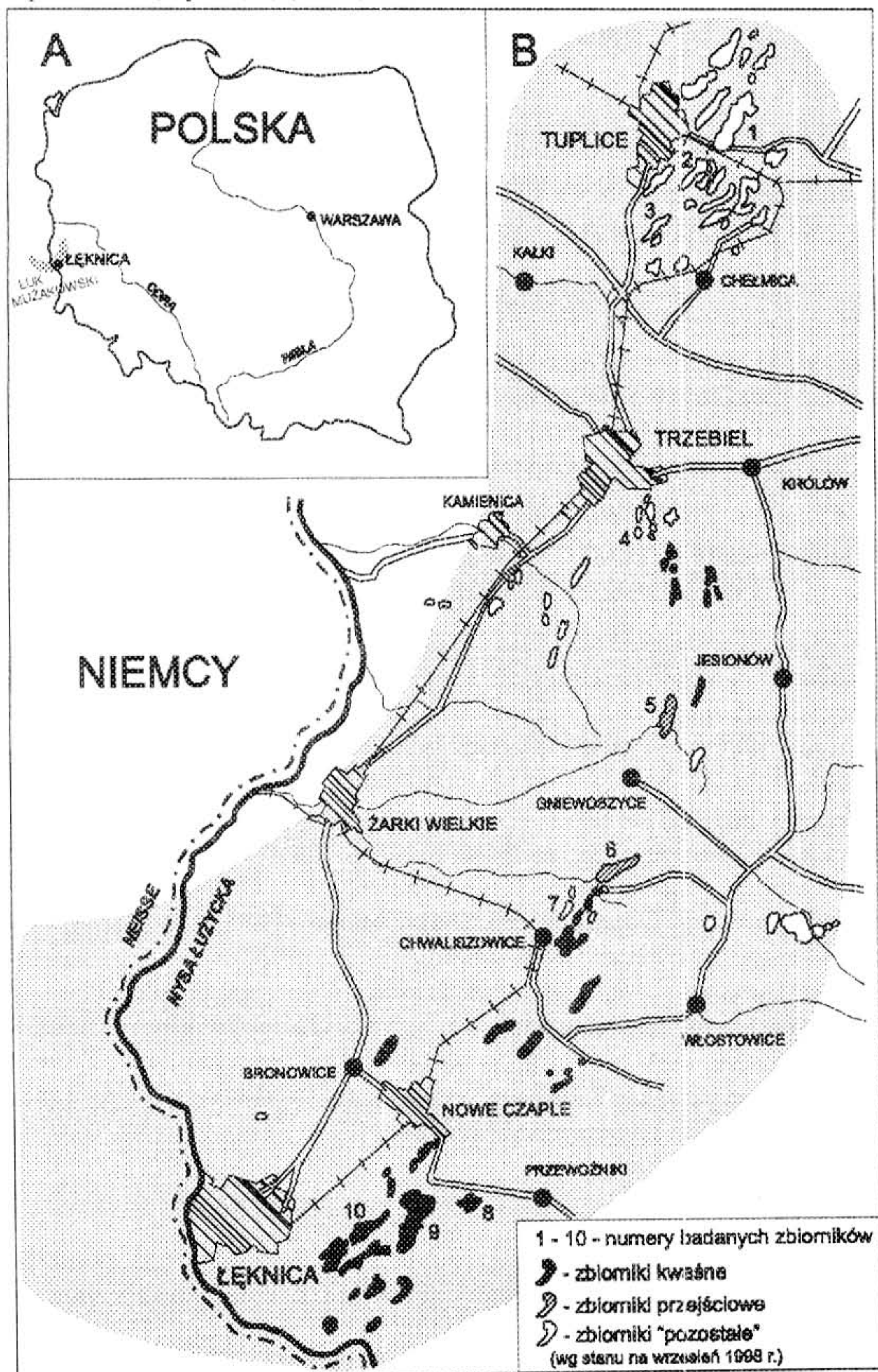
Zbiorniki „pojezierza antropogenicznego” były obiektem dość szerokich badań w zakresie składu chemicznego wód i osadów dennych [5] Matejczuk 1986], [8] Solski, Jędrszak, Matejczuk 1988, [9] Solski, Jędrszak 1990, [10, 11] Solski, Jędrszak 1991a i b, [3] Jędrszak 1992, [6] Najbar 1996, [2] Jachimko 1998). Pionierskie badania bakteriologiczne wykonał [5] Matejczuk (1986), które obejmowały występowanie w powierzchniowych i przydennych warstwach wody kilkunastu zbiorników bakterii chemolitoautotroficznych, utleniających siarkę elementarną i chemolitoheterotroficznych, redukujących siarczany. Od strony systematycznej stwierdził obecność *Crenotrix polyspora* Cohn i *Leptotrix ochracea* (Roth) Kützig.

Poza tymi informacjami brak jest jakichkolwiek danych o bakteriologii wód zbiorników „pojezierza”. Z powyższych powodów, jak też ze względu na wyjątkowe fizyczno-chemiczne cechy wód, ich wiek (od 26 do powyżej 100 lat) oraz ich liczbę (powyżej 100), uznano za celowe wykonanie badań nad występowaniem bakterii psychro- i mezofilnych w profilach pionowych wybranych zbiorników.

2. METODY

Do badań wybrano 10 zbiorników, rozmieszczonych na całym obszarze „pojezierza antropogenicznego”, od Tuplic do Łęknicy (rys. 1). Reprezentowały one wy-

różnione wcześniej [8] (Solski, Jędrzak, Matejczuk 1988), w zależności od odczynu ich wód, trzy grupy zbiorników: acidotroficzne (nry 8, 9, 10), przejściowe (nry 5, 6) i „pozostałe” (nry 1-4, 7) (tab. 1).



Rys. 1 "Pojezierze antropogeniczne" A - położenie ogólne, B - badany region.

Badania przeprowadzono we wrześniu 1998 r. Próby wody do oznaczeń fizyczno-chemicznych pobrano czerpaczem Ruttnera, w najgłębszym miejscu zbiornika: z powierzchni, 1 m, 3 m, a następnie co 2 m i 0.5-1.0 m nad dnem. Pomiar temperatury, odczynu i potencjału redoks przeprowadzono w terenie przy użyciu sondy. Pomiaru przezroczystości wody dokonano za pomocą krążka Secchiego.

Oznaczenia suchej pozostałości, strat po prażeniu, tlenu rozp. i fosforanów wykonano w laboratorium, metodami opisanymi przez [1] Hermanowicza i in. (1976).

Próby wody do badań bakteriologicznych pobrano z tych samych miejsc i głębokości, używając sterylnych naczynek pastеровских o pojemności 50-60 ml.

Hodowlę bakterii prowadzono w termostacie, w temperaturze 15-20°C (bakterie psychrofilne) oraz w temperaturze 28-30°C (bakterie mezofilne) przez 7 dni.

Skład pożywki był następujący: woda ze zbiornika – 400 ml, woda wodociągowa – 600 ml, K_2HPO_4 – 0.5 g, sacharoza – 10.0 g, agar-agar – 20.0 g. Odczyn pożywki doprowadzono do pH 7.2.

3. WYNIKI

3.1 Fizyczno-chemiczna charakterystyka wód badanych zbiorników

3.1.1. Temperatura (rys. 2a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

Tę grupę reprezentują trzy zbiorniki (nry 8, 9 i 10) o maksymalnej głębokości ok. 8.0, 9.9 i 22.0 m.

Temperatura wody w warstwie powierzchniowej wynosiła od 18.1°C (zb. nr 9) do 18.3°C (zb. nry 8 i 10), co wskazuje na początek ochładzania się wód epilimnionu i zapowiedź zbliżającej się cyrkulacji jesiennej. Zbiornik nr 9, najgłębszy, jest jednym z trzech zbiorników meromiktycznych „pojezierza”. Skok termiczny w tym zbiorniku wystąpił na głębokości 5-7 m (dolna warstwa miksolimnionu). Najniższą temperaturę wody (7.1°C) zanotowano na głębokości 9.0 m. W monimolimnionie temperatura wzrastała do 9.5°C (17.0 m), po czym (na głębokości 19-21 m) malała do 8.4°C.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

Tę grupę reprezentują dwa zbiorniki (nry 5 i 6), ich maksymalne głębokości wynoszą 5.0 i 10.0 m. Temperatura wody powierzchniowej wynosiła 19.2°C i 19.0°C. W obu zbiornikach stwierdzono obecność termokliny na głębokości 3-4 m (zb. nr 5) i 5-7 m (zb. nr 6).

GRUPA „POZOSTAŁA”

Ta grupa liczy 5 zbiorników. Maksymalne głębokości dwóch zbiorników (nry 4 i 7) wynosiły 6.0 i 7.0 m, natomiast pozostałych trzech (nry 1-3) od 4.0 do 5.0 m. Tempe-

ratura wody w warstwie powierzchniowej wahała się od 17.1°C (zb. nry 1, 4) do 19.1°C (zb. nr 7).

Mimo małych głębokości temperatury wody warstw przydennych były stosunkowo niskie, od 10.6°C (zb. nr 4) do 14.5°C (zb. nr 7), co można tłumaczyć ich położeniem (wśród hałd i lasów).

TABELA 1.

*Charakterystyka fizyczno-chemiczna wód zbiorników
„pojezierza antropogenicznego” (wrzesień 1998 r.).*

Nr zb.	Głębokość (m)	Temperatura °C	Odczyn pH	Potencjał redoks (mv)	Przewod- nictwo właściwe μS/m	Sucha pozosta- łość mg /dm ³	Pozosta- łość po prażeniu mg/dm ³	Straty po prażeniu mg/dm ³	Fosforany mg PO ₄ /dm ³	Przeźro- czystość (m)
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
ZBIORNIKI ACIDOTROFICZNE										
8	0	18.3	4.15	729	413	171	155	16	0.000	2.8
	1	18.2	4.03	724	343	180	180	0	0.317	
	3	16.7	4.02	714	329	148	147	1	0.029	
	5	15.8	4.10	722	309	187	130	57	0.086	
	7	15.6	4.10	738	305	156	123	33	0.000	
	8	15.0	4.18	740	305	178	134	44	0.000	
9	0	18.1	4.08	807	1978	1726	980	746	0.328	3.9
	1	18.0	4.10	818	1902	1660	1356	304	0.000	
	3	17.2	4.12	800	1910	1505	1089	416	0.000	
	5	16.8	4.12	799	1925	1695	1082	613	0.134	
	7	9.2	4.15	814	1840	1496	1236	260	0.000	
	9	7.1	4.38	643	2700	3411	2390	1021	0.000	
	11	7.9	5.40	463	3600	5117	3562	1555	0.131	
	13	8.2	5.35	427	4100	5896	4872	1024	0.022	
	15	9.0	5.40	419	4300	6231	5526	705	0.040	
	17	9.5	5.36	428	4500	6919	4005	2914	0.074	
	19	8.4	5.38	422	4700	7341	5898	1443	0.074	
	21	8.4	5.32	433	4500	8785	5956	2829	0.051	
10	0	18.3	4.08	668	956	671	670	1	0.097	5.4
	1	18.0	4.06	722	1103	526	478	48	0.000	
	3	17.3	4.14	729	1029	633	633	0	0.000	
	5	15.6	4.10	735	1071	494	474	20	0.000	
	6.5	13.8	4.00	744	1098	492	470	22	0.000	
ZBIORNIKI PRZEJŚCIOWE										
5	0	19.2	5.17	472	206	151	130	21	0.109	2.1
	1	19.0	5.32	470	194	154	139	15	0.063	
	3	16.3	5.06	528	238	146	139	7	0.057	
	4	14.3	5.00	600	280	180	129	51	0.032	

c.d. TAB. I

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
6	0	19.0	4.30	737	875	639	383	256	0.037	1.3
	1	18.5	4.28	729	890	456	390	66	0.029	
	3	17.5	4.31	721	894	660	378	282	0.063	
	5	17.5	4.32	740	913	452	305	146	0.052	
	7	11.5	6.17	232	914	1049	786	263	0.000	
	9	9.5	6.42	140	1980	2180	1742	438	0.103	
	9.5	9.5	6.42	130	2500	3121	2114	1007	0.032	
ZBIORNIKI „POZOSTALE”										
1	0	17.1	6.52	542	414	232	229	3	0.151	0.5
	1	16.2	6.56	536	407	250	220	30	0.920	
	3	13.0	7.34	578	433	322	202	120	0.890	
2	0	18.3	6.42	487	325	164	145	18	0.143	2.1
	1	17.2	6.44	498	320	350	140	210	0.166	
	3	15.4	6.40	492	304	260	156	104	0.166	
	4	13.4	6.40	490	298	255	102	153	0.132	
3	0	17.5	7.22	490	347	184	181	3	0.126	0.9
	1	16.1	7.21	498	345	244	184	60	0.146	
	3	14.2	7.10	437	362	263	230	33	0.208	
4	0	17.1	7.00	487	176	149	112	37	0.163	1.4
	1	16.2	6.73	519	160	117	88	29	0.097	
	3	14.4	6.48	480	168	120	120	0	0.003	
	5	11.0	6.32	190	283	444	390	54	0.009	
	5.5	10.6	6.26	177	286	442	275	167	0.009	
7	0	19.1	6.15	158	395	239	114	125	0.057	1.3
	1	18.9	7.28	256	322	233	151	82	0.040	
	3	16.5	6.62	266	319	340	141	199	0.769	
	5	15.0	6.40	226	300	320	138	182	0.678	
	6	14.5	6.34	220	296	314	136	178	0.765	

3.1.2. Odczyn (rys. 2a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

Zakres zmian odczynu wody w profilu pionowym zbiorników nry 8 i 10 był podobny, jego wartości wahały się od pH 4.0 do 4.18. W zbiorniku trzecim – nr 9, meromiktycznym w miksolimnionie były one podobne lub nieznacznie wyższe. Na głębokościach poniżej 9 m (monimolimnion) odczyn wody był znacząco wyższy i wynosił od pH 5.32 do 5.40. Zjawisku temu towarzyszyły warunki anaerobowe i one były przyczyną zachodzących w tej warstwie procesów redukcyjnych, prowadzących do obniżenia stężeń jonów wodorowych (H^+).

GRUPA PRZEJŚCIOWA

Przebieg zmian odczynu w zbiorniku nr 6 był podobny do obserwowanego w zbiorniku nr 9 (meromiktycznym), niskie wartości odczynu w górnych warstwach wody oraz ich wzrost w warstwach głębszych (przydennych). Wzrostowi odczynu wody w zbiorniku

nr 6 do powyżej pH 6.0 towarzyszyły warunki anaerobowe, a przyczyny tego zjawiska były takie same jak w zbiorniku nr 9 (procesy redukcyjne).

W kolejnym, drugim zbiorniku (nr 5) odczyn wody utrzymywał się w przedziale pH 5.00-5.32.

GRUPA „POZOSTAŁA”

Odczyn wody najliczniejszej grupy (5 zbiorników) mieścił się w granicach od pH 6.15 (zb. nr 7) do 7.34 (zb. nr 1). Nie stwierdzono żadnych tendencji, jak też prawidłowości w pionowym przebiegu zmian odczynu badanych zbiorników.

3.1.3. Potencjał redoks (rys. 2a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiornikach nry 8 i 10 wartości potencjału redoks były zbliżone i wahały się od 668 do 744 mV. W zbiorniku nr 9 (meromiktycznym) w miksolimnionie były one wyraźnie wyższe i wynosiły od 799 do 818 mV. Na głębokości 9 m znacząco malały (643 mV), osiągając przy dnie wartość 433 mV.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 stwierdzono wzrost potencjału redoks (od 472 do 600 mV) ze wzrostem głębokości. W zbiorniku nr 6 potencjał redoks w epilimnionie utrzymywał się w granicach 721-740 mV, natomiast na głębokości 7 m gwałtownie malał do 232 mV, zaś przy dnie wynosił tylko 130 mV.

GRUPA „POZOSTAŁA”

W dwóch zbiornikach (nry 2 i 3) potencjał redoks utrzymywał się na poziomie podobnym, nieco poniżej 500 mV. Wyższe wartości (536-578 mV) notowano w zbiorniku nr 1, zaś najniższe (158-266 mV) w zbiorniku nr 5. Wysoki stopień zróżnicowania potencjału redoks stwierdzono w profilu pionowym zbiornika nr 4, od 519 mV w epilimnionie do 177 mV nad dnem.

3.1.4. Tlen rozpuszczony (rys. 2a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiornikach nry 8 i 10 zawartości tlenu w powierzchniowej warstwie wody wynosiły 9.6 i 8.8 mgO₂·dm⁻³, ze wzrostem głębokości malały i przy dnie wynosiły odpowiednio: 8.6 i 8.5 mgO₂·dm⁻³.

W zbiorniku nr 9 (meromiktycznym) stężenia tlenu były niższe, w miksolimnionie wynosiły od 7.5 do $7.9 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$. Na głębokościach od 9 m do dna panowały warunki beztlenowe.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 stężenia tlenu w powierzchniowej warstwie wody wynosiły $8.4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ i ze wzrostem głębokości malały do $6.7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ nad dnem.

W drugim zbiorniku (nr 6) zawartości tlenu w epilimnionie malały od $9.2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (warstwa powierzchniowa) do $8.7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (głębokość 5.0 m). Na głębokości 7 m i poniżej panowały warunki anaerobowe.

GRUPA „POZOSTAŁA”

Zawartość tlenu w wodach pozostałych pięciu zbiornikach były zróżnicowane, w warstwie powierzchniowej wody wahały się od $6.5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (zb. nr 2) do $9.7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (zb. nr 7). W przydennych warstwach wody wynosiły one od $3.6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (zb. nr 1) do $7.1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (zb. nr 3), z wyjątkiem zbiornika nr 4, w którym na głębokości 5.0 m i przy dnie tlenu nie wykryto.

3.1.5. Fosforany (tab. 1)

Ocenę zasobności wód badanych zbiorników w fosforany dokonano na podstawie analizy zakresu stężeń oraz wartości średnich.

GRUPA ACIDOTROFICZNA

Zbiornik nr 8, od 0.000 do $0.317 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.072 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 9, od 0.000 do $0.328 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.071 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 10 od 0.000 do $0.097 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.020 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Wartości średnie świadczą o mniejszej zasobności w fosforany wód tej grupy zbiorników w stosunku do grupy „pozostałej”.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

Zbiornik nr 5, od 0.032 do $0.107 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.052 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 6, od 0.000 do $0.103 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.045 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

Zakres zmian stężeń fosforanów i wartości średnie w zbiornikach tej grupy były zbliżone, w sumie niskie i znacznie odbiegające (z wyjątkiem zb. nr 4) od wyników uzyskanych dla zbiorników grupy „pozostałe”. Wartości średnie były bliższe grupie acidotroficznej.

GRUPA „POZOSTAŁA”

Zbiornik nr 1, od 0.151 do $0.920 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.645 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 2, od 0.132 do $0.166 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.152 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 3, od 0.126 do $0.208 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.160 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 4, od 0.003 do 0.163 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. 0.056 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,
zbiornik nr 7, od 0.040 do 0.769 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. 0.462 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Jest to grupa najbardziej zróżnicowana i bogata w fosforany, wartości średnie (z wyjątkiem zbiornika nr 4) wahały się od 0.152 do 0.654 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, natomiast średnia dla całej grupy wynosiła 0.297 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$.

3.1.6. Przezroczystość wody (tab. 1)

Przezroczystość wody zbiorników grupy acidotroficznej mieściła się w granicach od 2.8 do 5.4 m, te wahały się od 0.5 do 2.1 m, natomiast w grupie przejściowej wynosiły 1.3 i 2.1 m, w grupie „pozostałe” wartości pomiarów przezroczystości były niższe i wahały się od 0.5 do 2.1 m. Ten prosty i łatwy do wykonania pomiar, uznany został za miarodajny wskaźnik stopnia zeutrofizowania jezior. Przezroczystość określa intensywność rozwoju biomasy fito- i zooplanktonu.

3.2 Liczebność bakterii psychrofilnych w profilu pionowym wody (rys. 2a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

Najwyższe ilości bakterii psychrofilnych stwierdzono w zbiorniku nr 8, ich liczba wahała się od $800 \cdot \text{ml}^{-1}$ (w powierzchniowej warstwie wody) do $3800 \cdot \text{ml}^{-1}$ (w warstwie przydennej). Od kilku do kilkudziesięciu razy mniej bakterii było w wodach zbiornika nr 10, ich liczba wynosiła od $100 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $500 \cdot \text{ml}^{-1}$.

W zbiorniku meromiktycznym stwierdzono wysoki stopień zróżnicowania liczby bakterii w profilu pionowym od $50 \cdot \text{ml}^{-1}$ (głęb. 9 m) do $2000 \cdot \text{ml}^{-1}$ (głęb. 15 m).

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 liczba bakterii psychrofilnych wahała się od $100 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $700 \cdot \text{ml}^{-1}$, w zbiorniku drugim (nr 6) ich liczebność była bardziej wyrównana i wynosiła od $200 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $500 \cdot \text{ml}^{-1}$.

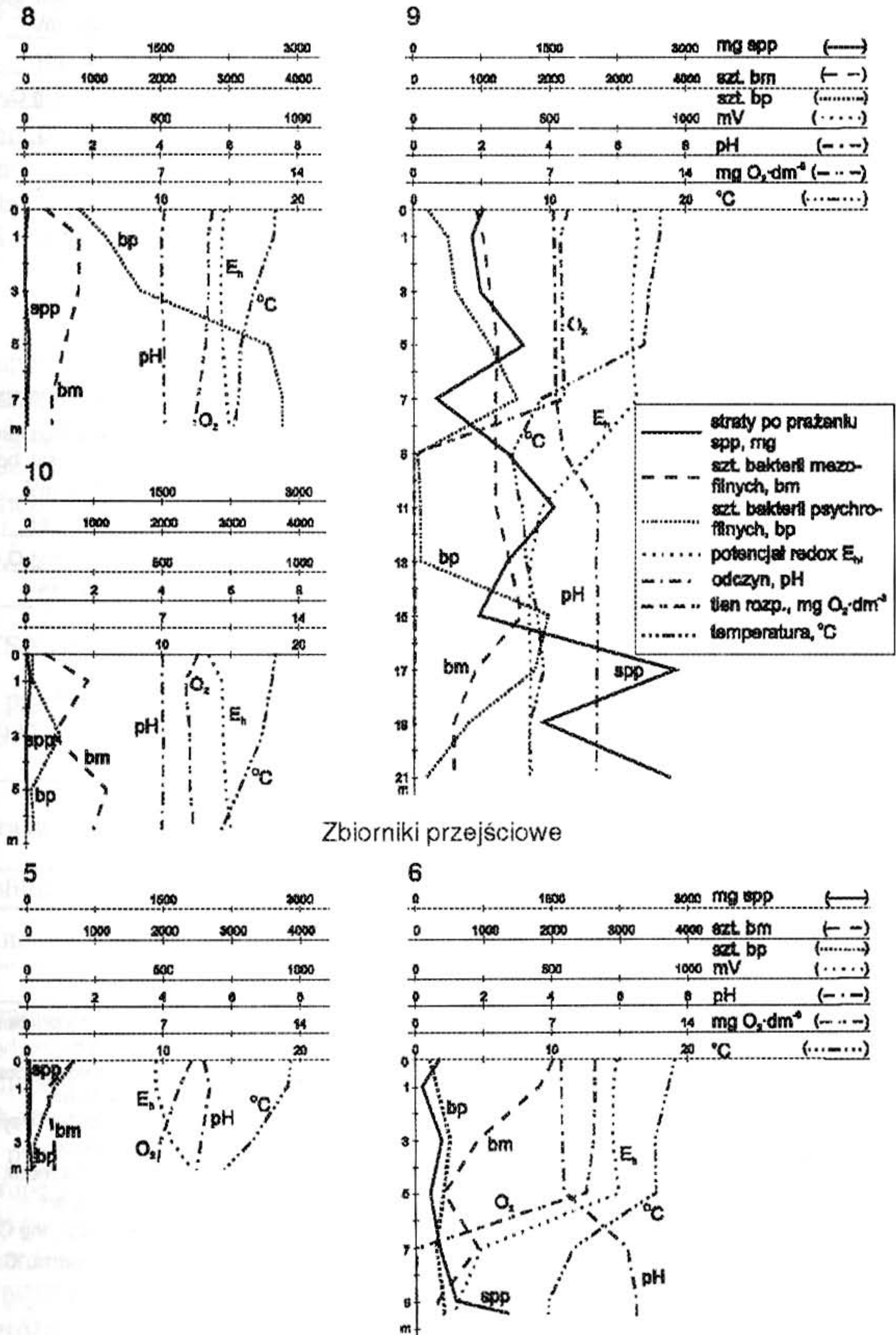
GRUPA „POZOSTAŁA”

W grupie liczącej 5 zbiorników (nry 1-4 i 7) liczba bakterii psychrofilnych, z wyjątkiem trzech przypadków (zb. nry 4, 1 i 2, w których stwierdzono – 1000, 1300 i 1400 bakterii ml^{-1}), utrzymywała się na poziomie od $100 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $800 \cdot \text{ml}^{-1}$; najczęściej wynosiła 300 i $400 \cdot \text{ml}^{-1}$.

3.3 Liczebność bakterii mezofilnych w profilu pionowym wody (rys. 2a, b)

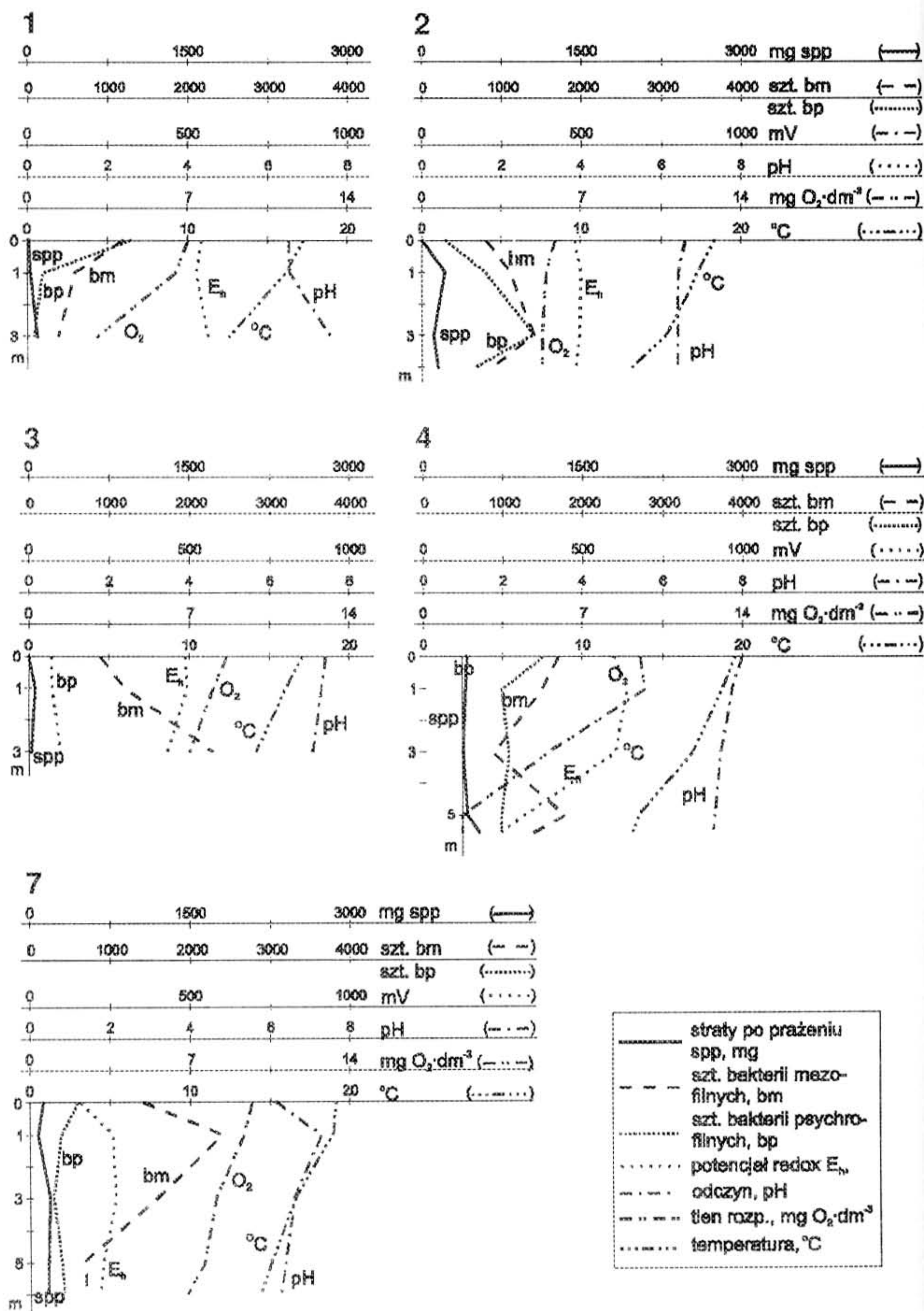
GRUPA ACIDOTROFICZNA

Zbiorniki acidotroficzne



Rys. 2a Zmiany liczebności bakterii psychro- i mezofilnych w profilu pionowym wody badanych zbiorników na tle kilku wskaźników fizyczno-chemicznych.

Zbiorniki "pozostałe"



Rys. 2b Zmiany liczebności bakterii psychro- i mezofilnych w profilu pionowym wody badanych zbiorników na tle kilku wskaźników fizyczno-chemicznych.

W dwóch zbiornikach (nr 8 i 10) liczba bakterii mezofilnych utrzymywała się w granicach od 300·ml⁻¹ do 1200·ml⁻¹. Największe ilości bakterii (1000 i 1200·ml⁻¹) stwierdzono w przydennych warstwach wody zbiornika nr 10.

W zbiorniku meromiktycznym (nr 9) liczebność tych bakterii była wyższa na głębokościach od 5 do 15 m i wahała się od 1200·ml⁻¹ do 1600·ml⁻¹.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 (maksymalna głęb. ok. 5 m) liczba bakterii mezofilnych wahała się od 400·ml⁻¹ do 700·ml⁻¹ (0 m). W zbiorniku nr 6 (dwukrotnie głębszym) liczebność bakterii była wyższa, w epilimnionie wynosiła od 900·ml⁻¹ do 2000·ml⁻¹, natomiast w meta- i hypolimnionie od 300·ml⁻¹ do 900·ml⁻¹.

GRUPA „POZOSTAŁA”

W tej grupie stwierdzono duży stopień zróżnicowania liczebności bakterii mezofilnych w układzie pionowym. Największe ilości bakterii wystąpiły w powierzchniowej warstwie wody (zb. nr 1) lub przydennej (zb. nr 3), najczęściej miały charakter przypadkowy (trudno dopatrzeć się prawidłowości).

Ogólna liczba bakterii mezofilnych w tej grupie zbiorników wynosiła od 400 do 2000·ml⁻¹.

4. DYSKUSJA

Bakterie psychro- i mezofilne mają określone wymagania termiczne, wg [7] Rheinheimera (1987) są one następujące:

Grupa	Zakres temperatur, °C		
	<i>minimum</i>	<i>optimum</i>	<i>maksimum</i>
Psychrofilne	-10 do +5	+10 do +20	+13 do +25
Mezofilne	+10 do +15	+30 do +40	+30 do +50

Na występowanie tych bakterii w wodach powierzchniowych wpływ mają takie czynniki jak: odczyn, zasolenie, składniki pokarmowe i inne. Poszukiwania zależności pomiędzy liczebnością bakterii psychro- i mezofilnych a składem chemicznym wody badanych zbiorników nie dały pozytywnego wyniku.

Bakterie psychrofilne przeważały nad mezofilnymi tylko w zbiorniku nr 8, reprezentującego grupę acidotroficzną (rys. 2a). W pozostałych zbiornikach bez względu na przynależność do wyróżnionych grup dominowały bakterie mezofilne (rys. 2a i b).

Nie stwierdzono wystąpienia zależności pomiędzy temperaturą wody a liczebnością bakterii psychro- i mezofilnych w zbiorniku meromiktycznym, charakteryzującym się dużym zróżnicowaniem temperatur wody w profilu pionowym, od 18.3°C (warstwa powierzchniowa) do 7.1°C (głębokość 9 m) (rys. 2a).

5. LITERATURA

- [1] HERMANOWICZ W., DOŻAŃSKA W., DOJLIDO J., KOZIOROWSKI B.: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Warszawa, Arkady (1976).
- [2] JACHIMKO B.: *Krążenie fosforu w wodach zbiorników „Łuku Mużakowskiego”*. Inst. Inż. Ochr. Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław (1998).
- [3] JĘDRCAZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Wyd. WSI, Zielona Góra (1992).
- [4] KOZACKI L.: *Jeziora antropogeniczne, ich znaczenie w środowisku geograficznym i możliwości zagospodarowania*. W: Jeziora Ziemi Lubuskiej ich wykorzystanie i ochrona przed zanieczyszczeniami - Sympozjum Naukowe, Łagów 18-19.05.1976. Zielona Góra, Wyd., TNOiK (1976).
- [5] MATEJCZUK W.: *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksploatacyjnych węgla brunatnego*. Wrocław Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej (1986).
- [6] NAJBAR B.: *Biologiczne i chemiczne wskaźniki stopnia zeutrofizowania wód zbiorników powstałych po eksploatacji węgla brunatnego w okolicach Łęknicy, Trzebiela i Tuplic*. Inst. Inż. Ochr. Środ., Politechnika Wrocławska, Wrocław (1996).
- [7] RHEINHEIMER G.: *Mikrobiologia wód*. PWRiL, Warszawa (1987).
- [8] SOLSKI A., JĘDRCAZAK A., MATEJCZUK W.: *Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w rejonie Tuplice-Łęknica*. Zesz. Nauk. WSI, Zielona Góra, No. 84. Inż. Środ. 4: 65-76 (1988).
- [9] SOLSKI A., JĘDRCAZAK A.: *Ionic composition of waters of the „anthropogenic lake district”*. Pol. Arch. Hydrob. No. 37. 3: 371-382 (1990).
- [10] SOLSKI A., JĘDRCAZAK A.: *Meromixis in acidotrophic reservoirs of „anthropogenic lake district”*. Pol. Arch. Hydrob. No. 38. 3/4: 327-346 (1991a).
- [11] SOLSKI A., JĘDRCAZAK A.: *Forms of iron in waters of acidotrophic - meromictic reservoirs of „anthropogenic lake district”*. Pol. Arch. Hydrob. No. 38. 3/4: 315-326 (1991b).

CZEŚĆ II. PIONOWE ROZMIESZCZENIE BAKTERII AZOTOWYCH W WODACH BADANYCH ZBIORNIKÓW

1. WSTĘP

Bakterie występują we wszystkich prawie wodach, stanowią część składową różnych biocenoz, ich występowanie ilościowe i gatunkowe jest bardzo zróżnicowane i zależne od fizycznych i chemicznych warunków środowiskowych.

Zbiorniki „pojezierza antropogenicznego” przedstawiają bardzo zróżnicowany zbiór ekosystemów wodnych, których geneza związana jest z wydobywaniem węgla brunatnego rozpoczętym w drugiej połowie XIX w. a zakończonym w roku 1974. Charakteryzuje je silne zakwaszenie wód, już w początkowym etapie powstawania, spowodowane obecnością pirytu oraz jego rozkładem prowadzącym do powstania kwasu siarkowego [8] (Matejczuk 1986). W okresie kilkudziesięciu lat wody około połowy zbiorników uległy naturalnym procesom zobojętnienia. Odnowa wód kwaśnych w warunkach obecnych polega na usuwaniu ich kwasowości mineralnej poprzez rozwój naturalnej produkcji substancji organicznej [7] (Jędrzak 1992).

W zależności od wartości odczynu i potencjału redoks wód zbiorników „pojezierza” wyróżniono trzy ich grupy: acidotroficzną, przejściową i „pozostałą” [14] (Solski, Jędrzak, Matejczuk 1988). Z punktu widzenia stopnia zeutrofizowania badanych zbiorników wyróżniono dwa typy i dwa podtypy limnologiczne [9] (Najbar 1996) [6] (Jachimko 1998).

Proces mineralizacji materii organicznej wytworzonej w zbiornikach wodnych zależy od biochemicznej działalności drobnoustrojów. Substancje organiczne rozpuszczone w wodzie redukowane są przez jedne grupy drobnoustrojów i jednocześnie mogą być utleniane przez inne grupy fizjologiczne, a wyniki badań chemicznych są hipotetycznie końcowym efektem tych przemian [4] (Fischer 1961) [11] (Pawlaczyk, Solski 1967).

Uznano zatem za celowe poznanie roli i znaczenia grup fizjologicznych bakterii czynnych w przemianach związków azotowych: amonifikatorów, nitryfikatorów i denitryfikatorów.

2. METODY

Do badań wybrano 10 zbiorników (rys. 1, umieszczony w 1 części art.) reprezentujących wyróżnione wcześniej [14] (Solski, Jędrzak, Matejczuk 1988), w zależności od odczynu ich wód, trzy grupy zbiorników: acidotroficzne (nry 8, 9, 10), przejściowe (nry 5 i 6) i „pozostałe” (nry 1-4, 7). Badania przeprowadzono we wrześniu 1998 r. Próby wody pobrano czerpaczem Ruttnera: z powierzchni, 1 m, 3 m a następnie co 2 m i 0.5-1.0 m nad dnem.

Pomiary temperatury, odczynu i potencjału redoks wykonano w terenie przy użyciu sondy, pomiaru przezroczystości za pomocą krążka Secchiego.

Oznaczenia tlenu, azotu amonowego, azotynów, azotanów i azotu organicznego wykonano w laboratorium, metodami opisanymi przez [5] Hermanowicza i in. (1976).

Próby wody do badań bakteriologicznych pobrano z tych samych miejsc i głębokości, używając sterylnych naczynek pasterowskich o pojemności 50-60 ml.

Do badań przebiegu amonifikacji w wodzie, użyto pożywki (pH 7.2-7.4) o następującym składzie: pepton - 10.0 g, woda destylowana - 1000 ml.

Do próbek z pożywką, dodawano badaną wodę w następujących ilościach: 0.001, 0.01 i 0.1. Probówki umieszczano w termostacie w temperaturze 20°C na 7 dni. Po 7 dniach hodowli odczytywano wyniki, używając odczynnika Nesslera. Obecny w pożywce amoniak zabarwiał ją na kolor od jasnożółtego do brązowego. Intensywność zabarwienia uzależniona była od ilości amoniaku wytworzonego przez bakterie.

Liczbę bakterii amonifikacyjnych określano korzystając z tablic Mc Crady'ego.

Do oznaczeń bakterii nitryfikacyjnych stosowano płynną pożywkę (pH 7.2) wg Graya i in. [13] (Rodina 1968). Skład pożywki był następujący: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - 2.0 g, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ - 0.03 g, K_2HPO_4 - 1.0 g, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ - 0.03 g, NaCl - 0.5 g, glukoza - 10.0 g, woda destylowana - 1000 ml.

Probówki z zaszczerpioną pożywką umieszczano w termostacie 20°C na 21 dni, obserwując przebieg nitryfikacji. Śledzono proces nitryfikacji zadając próbki odczynnikami, dającymi barwne reakcje w obecności amoniaku, azotynów i azotanów. Jony amonowe wykrywano odczynnikiem Nesslera. Przebieg wystąpienia pierwszej fazy nitryfikacji obserwowano stosując odczynnik Griessa-Jessolvaya, dającego w obecności azotynów zabarwienie od różowego do ciemnobrunatnego w zależności od ich stężenia. Obecność drugiej fazy nitryfikacji stwierdzano przez dodanie dwufenyloaminy i stężonego H_2SO_4 , uzyskując w obecności azotanów granatowe zabarwienie.

Liczebność bakterii nitryfikacyjnych określano korzystając z tablic Mc Crady'ego.

Do oznaczeń bakterii denitryfikacyjnych użyto pożywki (pH 7.2), której skład był następujący: pepton - 5.0 g, wyciąg mięsny - 3.0 g, KNO_3 - 5.0 g, woda destylowana - 1000 ml.

Probówki zawierające zaszczerpioną pożywkę umieszczano w termostacie w temp. 20°C na 14 dni. Prowadzono obserwacje, do momentu pojawienia się w rurce Durhama pęcherzyków gazów (N_2O , N_2) i na ich podstawie oceniano przebieg denitryfikacji.

Liczebność bakterii denitryfikacyjnych określano korzystając z tablic Mc Crady'ego.

3. WYNIKI

3.1. Fizyczno-chemiczna charakterystyka wód 10 zbiorników.

Temperatura, odczyn, potencjał redoks, tlen rozpuszczony (rys. 3a, b, c, d, tab. 1) (opis w 1 części art.)

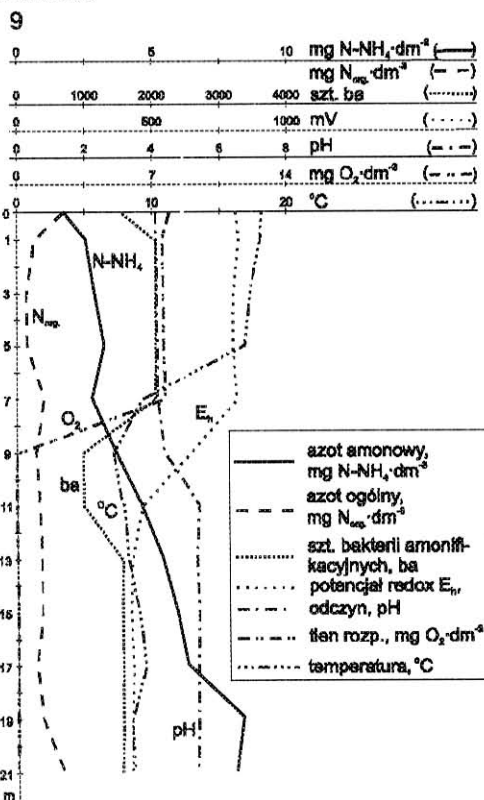
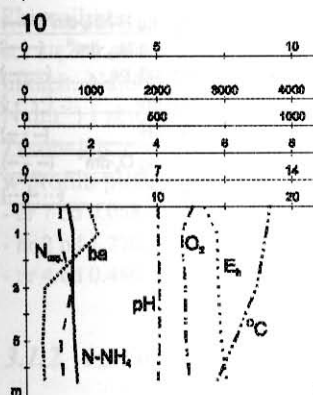
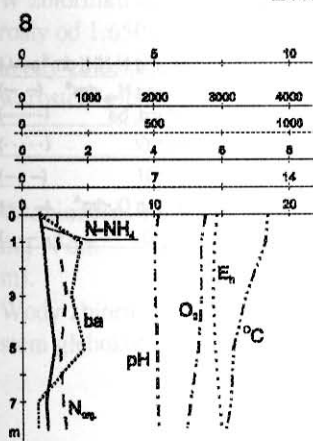
ZWIĄZKI AZOTOWE

3.1.1. Azot amonowy (rys. 3a, b)

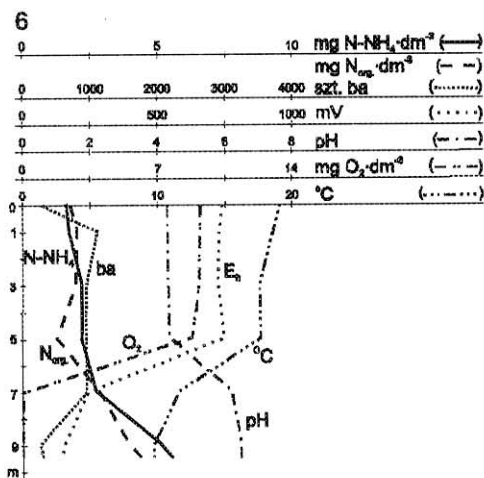
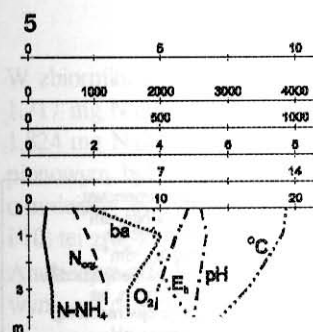
GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiorniku nr 8 azot amonowy na głębokości 0 i 1 m wynosił 0.711 mg $\text{N} \cdot \text{dm}^{-3}$ i 0.855 mg $\text{N} \cdot \text{dm}^{-3}$ po czym wzrastał (głęb. 3 i 5 m) do 1.010 mg $\text{N} \cdot \text{dm}^{-3}$ i 1.230 mg $\text{N} \cdot \text{dm}^{-3}$, zaś na 7 i 9 m jego stężenia malały do 0.916 i 0.949 mg $\text{N} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Zbiorniki acidotroficzne

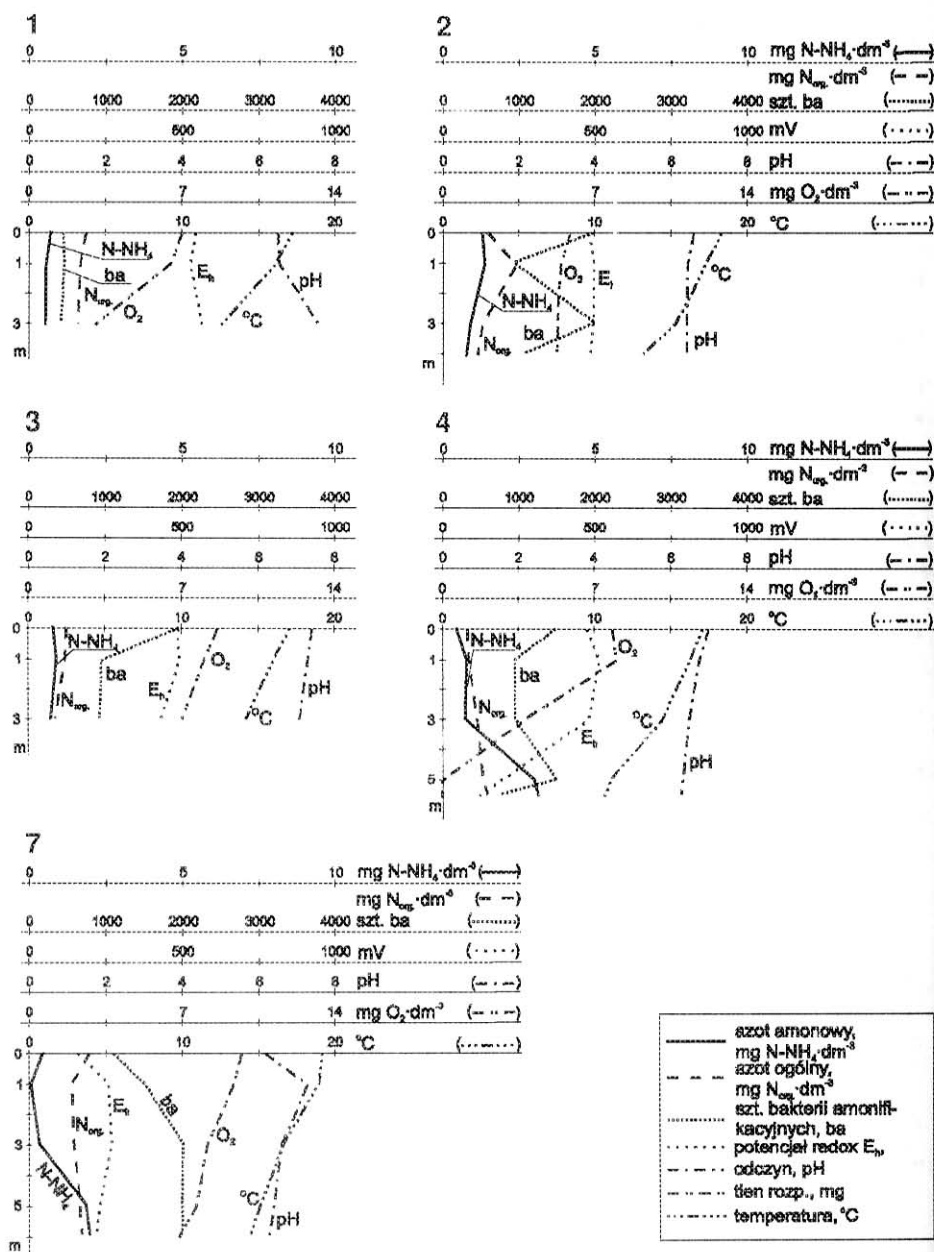


Zbiorniki przejściowe



Rys. 3a. Zmiany liczebności bakterii amonifikacyjnych na tle kilku wskaźników fizycznych (temperatura, odczyn, potencjał redox) i chemicznych (azot amonowy, azot organiczny) w profilu pionowym wody badanych zbiorników.

Zbiorniki "pozostałe"



Rys. 3b. Zmiany liczebności bakterii amonifikacyjnych na tle kilku wskaźników fizycznych (temperatura, odczyn, potencjał redox) i chemicznych (azot amonowy, azot organiczny) w profilu pionowym wody badanych zbiorników.

W zbiorniku nr 10 stężenia amoniaku były wyższe i ze wzrostem głębokości stopniowo rosły od $1.650 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (0 m) do $1.950 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (6.5 m).

Wody zbiornika nr 9 okazały się wyjątkowo bogate w azot amonowy, jego stężenia ze wzrostem głębokości rosły od $1.740 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ do $8.000 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (21 m).

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 stężenia soli amonowych wahały się od $0.579 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ do $1.950 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$. Najwyższe wartości pojawiły się w przydennych warstwach wody (5.0-6.5 m).

Wody zbiornika nr 6 były zasobniejsze w azot amonowy, jego wartości rosły ze wzrostem głębokości od $1.650 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ do $5.470 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (9.5 m).

GRUPA „POZOSTAŁA”

Zbiorniki tej grupy wykazały największy stopień zróżnicowania pod względem wielkości stężeń azotu amonowego i pionowego ich rozmieszczenia w poszczególnych zbiornikach. Najuboższe w sole amonowe były wody zbiornika nr 1 (od 0.555 do $0.690 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$) i zbiornika nr 3 (od 0.774 do $0.911 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$).

Zasobniejsze w azot amonowy, a przy tym wykazujące większy stopień zróżnicowania w profilu pionowym wody, okazały się zbiorniki:

- nr 7 od 0.058 do $0.469 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (głęb. 0-3 m), od 1.864 do $1.987 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (głęb. 5-6 m),
- nr 2 od 1.270 do $1.360 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (głęb. 0-1 m), od 0.780 do $0.901 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (głęb. 3-4 m),
- nr 4 od 0.480 do $0.800 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (głęb. 0-3 m), od 3.070 do $3.130 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (głęb. 5-5.5 m),

3.1.2. Azot ogólny (organiczny) (rys. 3a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiorniku nr 8 stężenia azotu org. w profilu pionowym wody wahały się od 1.399 do $1.717 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$, w zbiorniku nr 10 zakres tych zmian był podobny i wynosił od 1.285 do $1.824 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$. W zbiorniku nr 9 stopień zróżnicowania wartości azotu org. w układzie pionowym był znacznie większy i wynosił od 0.320 do $1.750 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$, co świadczy o mniejszej jego zasobności w substancje białkowe w stosunku do dwóch zbiorników (nr 8 i 10) tej grupy.

Analizując zmiany stężeń azotu org. w wodach zbiorników tej grupy w profilu pionowym, nie dostrzeżono żadnych prawidłowości w ich przebiegu.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 stężenia azotu org. wahały się od $1.695 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (0 m) do $2.910 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (4 m, przy dnie). W zbiorniku nr 6 wartości azotu org. wynosiły od $1.820 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (0 m) do $4.308 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (9.5 m, przy dnie). Stwierdzono wzrost azotu org. w wodach w miarę wzrostu głębokości. Wody tej grupy zbiorników były bogatsze w substancje białkowe od zbiorników grupy acidotroficznej.

GRUPA „POZOSTAŁE”

Zawartości azotu org. w wodach tej grupy po odrzuceniu skrajnych przypadków mieściły się w przedziale od 1.144 do 1.820 mg N·dm⁻³. Wbrew oczekiwaniom wody tej grupy nie były zasobniejsze w azot org. od zbiorników nry 8 i 10 (grupa acidotroficzna). Okazały się natomiast uboższe w substancje białkowe od zbiorników nry 5 i 6 (grupa przejściowa).

3.1.3. Azot azotynowy (rys. 3c, d)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W tej grupie zbiorników (nry 8-10) stężenia azotynów w profilu pionowym wody wahały się od 0.000 do 0.003 mg N·dm⁻³, były zatem bardzo niskie.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

Zawartość azotynów w wodach tej grupy zbiorników (nry 5 i 6) były również bardzo niskie i wynosiły od 0.000 do 0.002 mg N·dm⁻³.

GRUPA „POZOSTAŁA”

Wody tej grupy zbiorników były ubogie w azotyny: w zbiornikach nry 2-4 i 7 wynosiły od 0.007 mg N·dm⁻³ i tylko w zbiorniku nr 1 były wyższe i wahały się od 0.013 do 0.016 mg N·dm⁻³.

3.1.4. Azot azotanowy (rys. 3c, d)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiorniku nr 8 najwyższe stężenia azotanów – 0.543 mg N·dm⁻³ wystąpiło przy dnie (8 m), najniższe – 0.087 mg N·dm⁻³ na 5 m, zaś na pozostałych głębokościach były wyrównane i wahały się od 0.237 do 0.258 mg N·dm⁻³. W zbiorniku nr 10 najwyższa zawartość azotanów – 0.950 mg N·dm⁻³ stwierdzono w powierzchniowej warstwie wody, na pozostałych głębokościach stężenia tego jonu wynosiły od 0.270-0.276 mg N·dm⁻³, co można uznać za wartości sobie równe. W zbiorniku meromiktycznym azotany wystąpiły tylko w miksolimnionie, ich stężenie – 0.511 mg N·dm⁻³, najwyższe w powierzchniowej warstwie wody ze wzrostem głębokości malały do 0.001 mg N·dm⁻³ (9 m). W głębszych warstwach wody, pozbawionych tlenu, azotanów nie wykryto.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 zawartości azotanów w profilu pionowym wody były podobne i wahały się od 0.068 do 0.080 mg N·dm⁻³. Wody zbiornika nr 6 wykazały wysoki stopień zróżnicowania stężeń azotanów w profilu pionowym. Od najniższych stę-

żeń (0.020 i 0.050 $\text{mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$) przy dnie i wysokiego stężenia (0.630 $\text{mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$; na głęb. 5m) na pozostałych głębokościach wynosiły od 0.068 do 0.130 $\text{mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$.

GRUPA „POZOSTAŁE”

Stwierdzono duży stopień zróżnicowania stężeń azotanów w wodach tej grupy zbiorników: od wartości najniższych (0.027 – 0.060 $\text{mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$) w zbiorniku nr 3 do najwyższych (0.146 – 0.200 $\text{mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$) w zbiorniku nr 1. Wody pozostałych trzech zbiorników (nry 3, 4 i 7) cechowało duże zróżnicowanie stężeń azotanów w profilu pionowym.

3.2. Liczebność bakterii azotowych w profilach pionowych wód 10 zbiorników

3.2.1. Amonifikatory (rys. 3a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiornikach nry 8 i 10 liczebności bakterii amonifikacyjnych w profilu pionowym były podobne i wahały się od 250 do 1100 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$. Większe ilości komórek bakterii w 1 ml stwierdzono w górnych warstwach wody, w przydennych było ich mniej. W wodach zbiornika nr 9 bakterie amonifikacyjne pojawiły się bardzo licznie od 1500 do 2000 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$, z wyjątkiem warstwy wody 9 – 11 m, gdzie ich liczba wynosiła 950 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

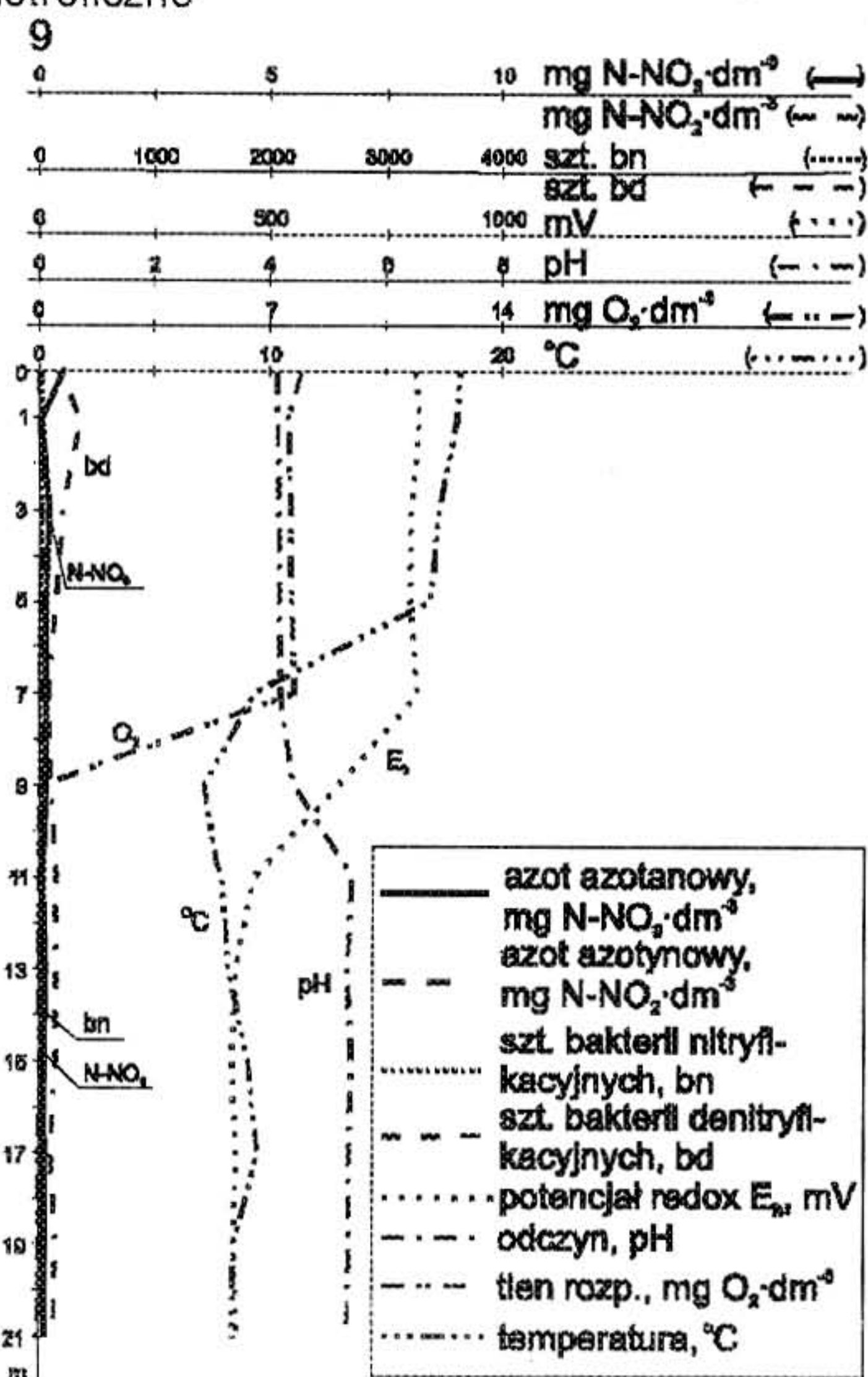
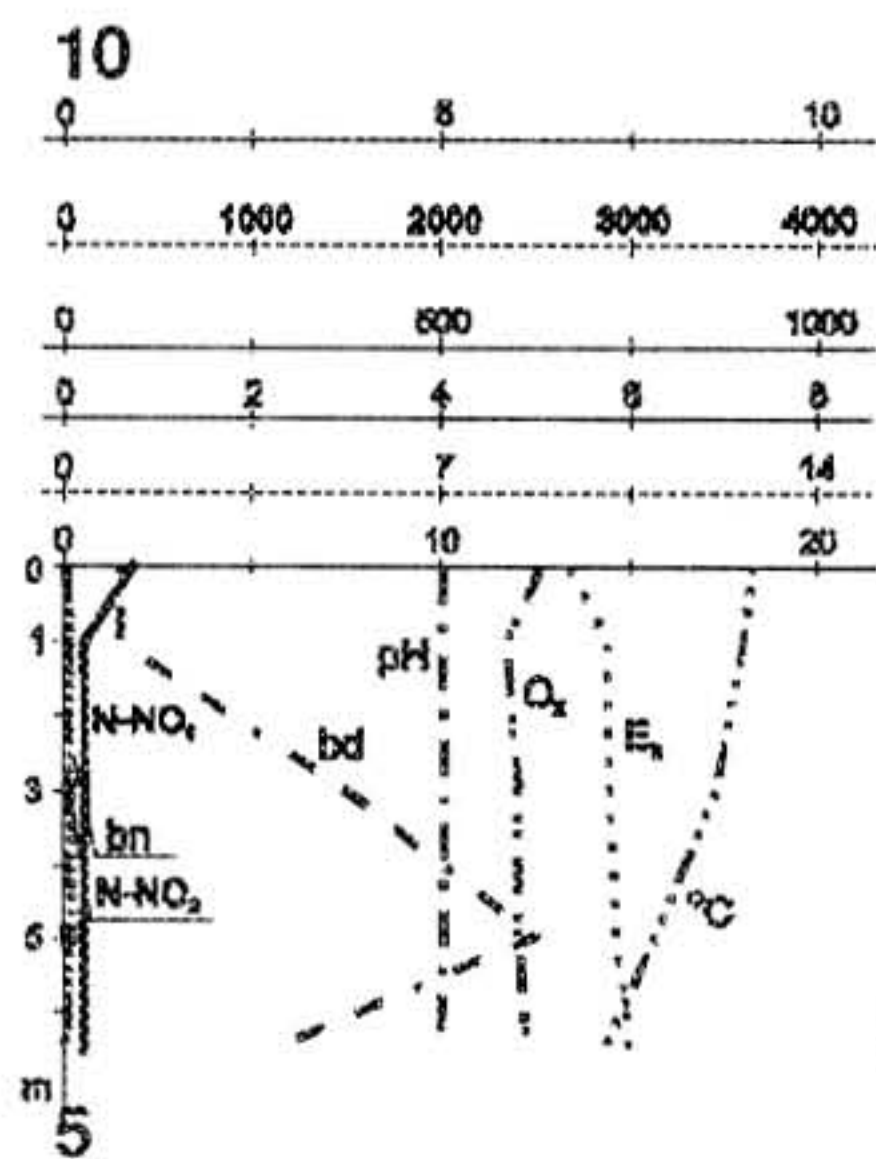
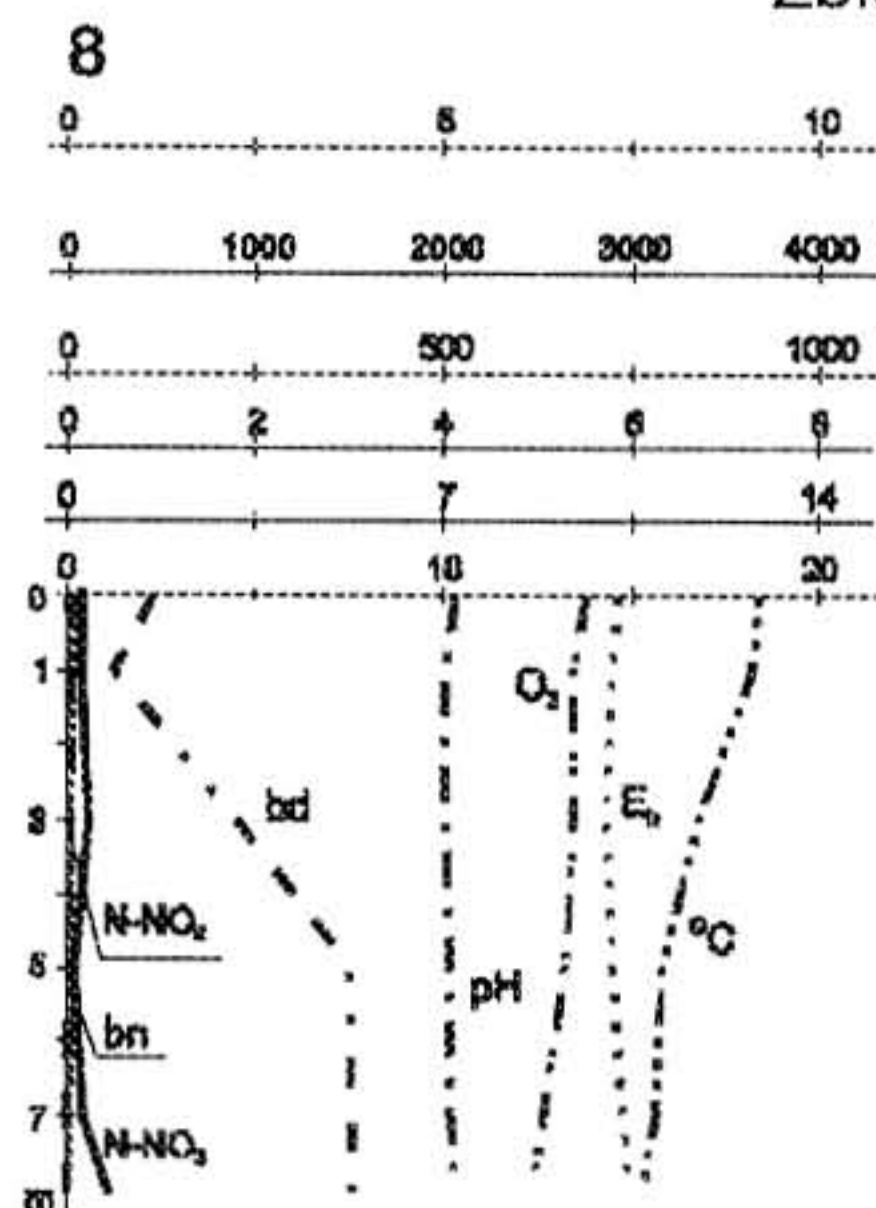
W zbiorniku nr 5 liczba bakterii wynosiła od 950 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$ (0 m) do 1500 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$ na głębokości 3 – 4 m, najwięcej bakterii (2000 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$) stwierdzono tuż pod powierzchnią wody (1 m). W zbiorniku nr 6, bakterii było mniej, natomiast zróżnicowanie ich liczebności w profilu pionowym było większe (od 250 do 1100 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$).

GRUPA „POZOSTAŁA”

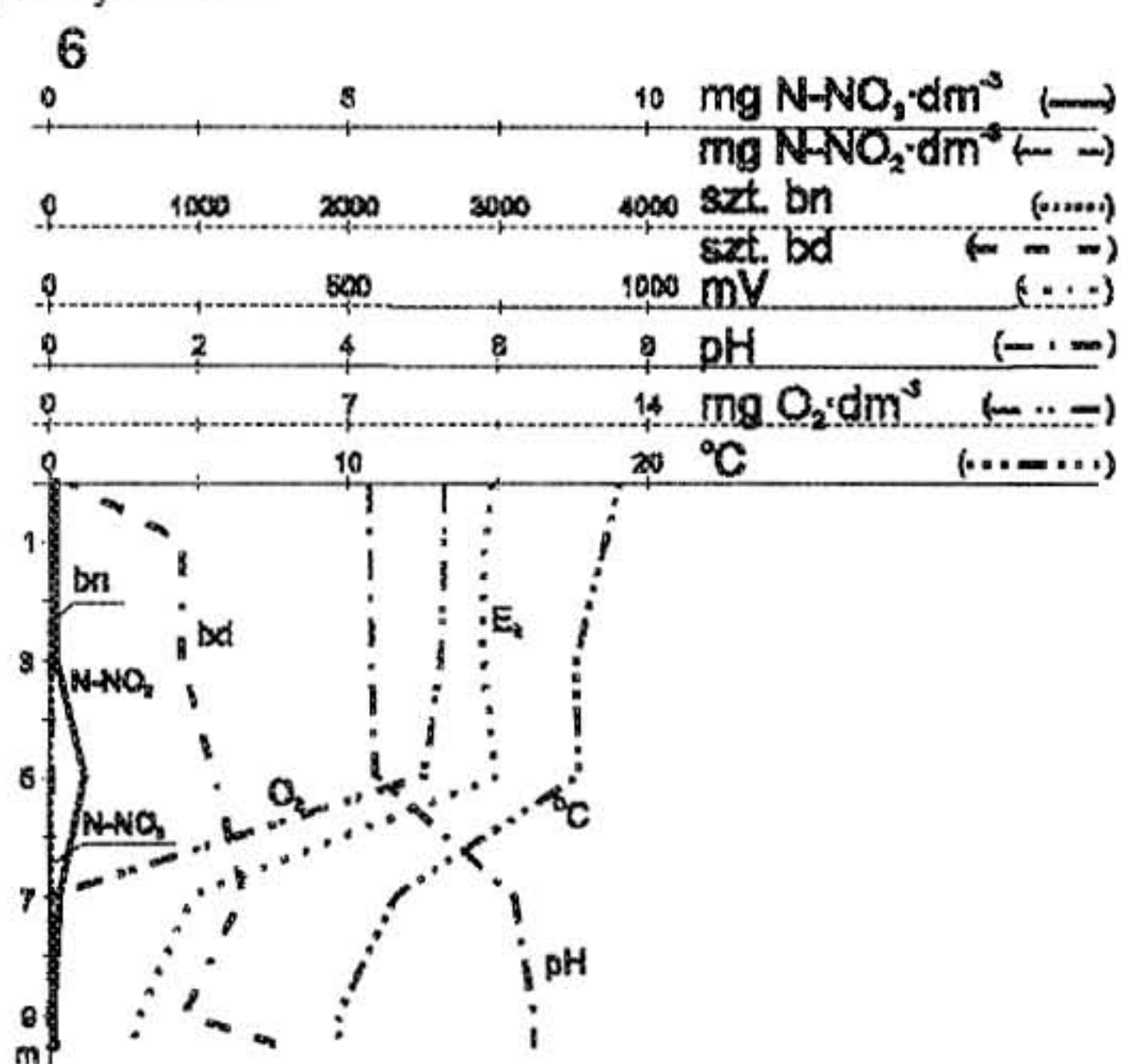
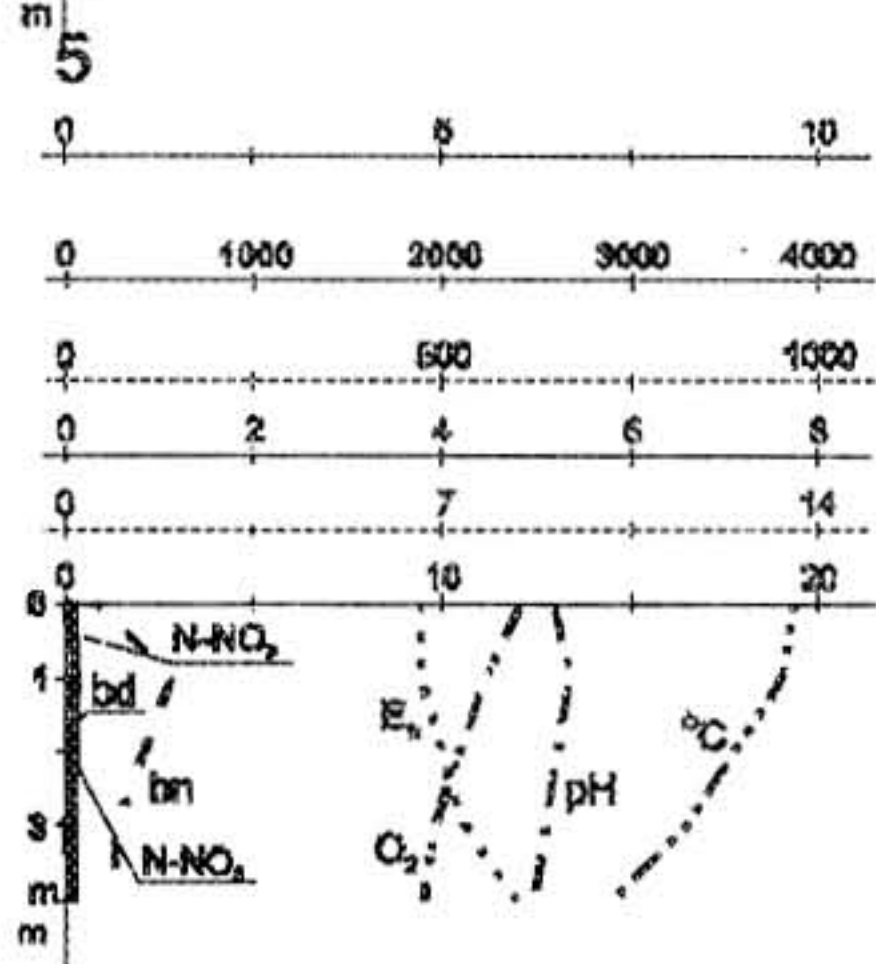
W tej grupie reprezentowanej przez 5 zbiorników (nr 1–4, 7) stwierdzono największy stopień zróżnicowania pod względem ogólnej liczebności bakterii oraz ich zmian w profilu pionowym. Bakterie amonifikacyjne najliczniej (od 950 do 2000 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$) pojawiły się w zbiornikach nry 2 i 7, w nieco mniejszych ilościach (od 750 do 2000 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$), w kolejnych dwóch zbiornikach (nry 3 i 4), zaś najmniejszą ich liczebność (od 400 do 450 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$) stwierdzono w zb. nr 1.

3.2.2. Nitryfikatory (rys. 3c, d)

Zbiorniki acidotroficzne

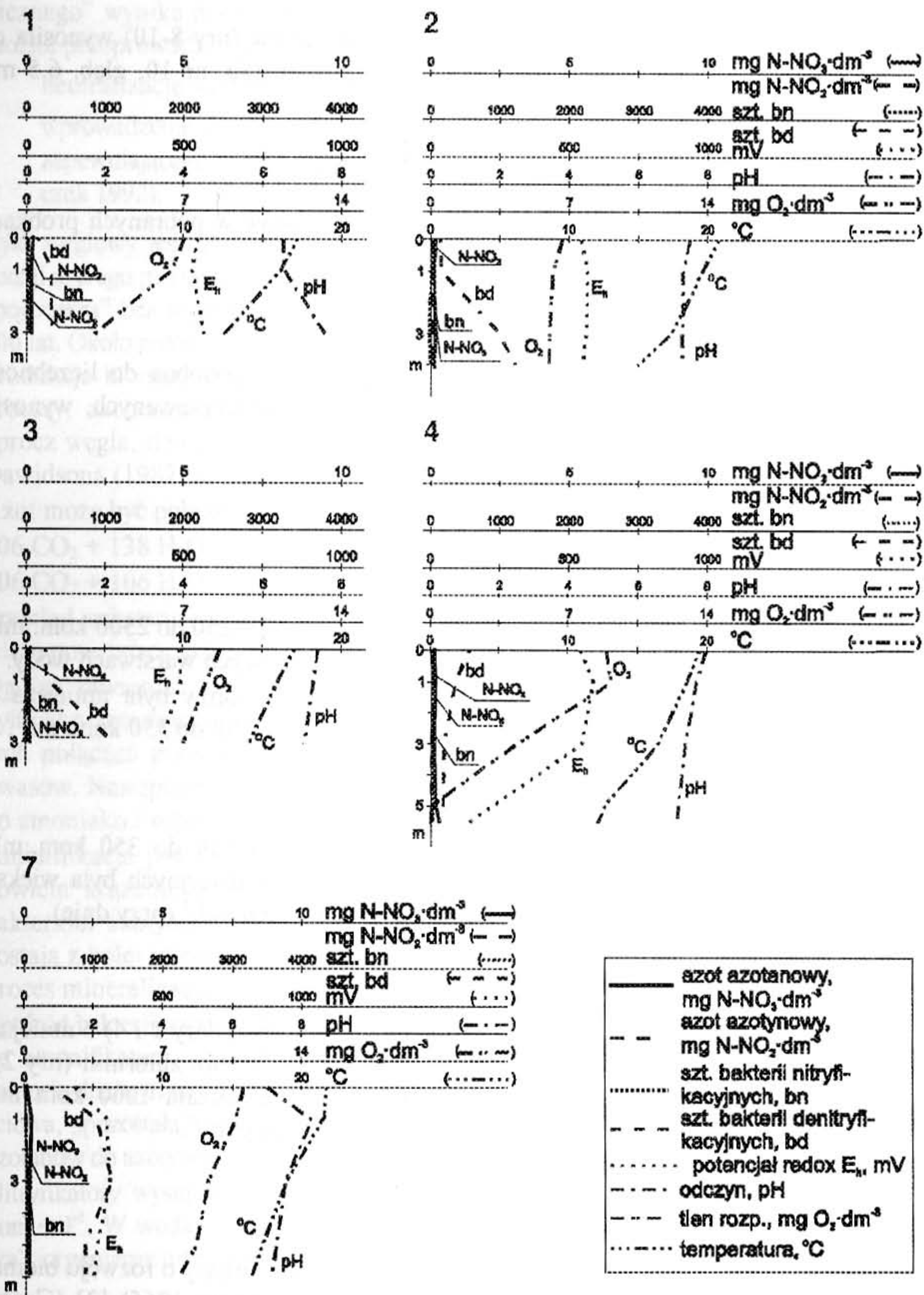


Zbiorniki przejściowe



Rys. 3c. Zmiany liczebności bakterii nitryfikacyjnych i denitryfikacyjnych na tle kilku wskaźników fizycznych (temperatura, odczyn, potencjał redox) i chemicznych (azot amonowy, azot organiczny) w profilu pionowym wody badanych zbiorników.

Zbiorniki "pozostałe"



Rys. 3d. Zmiany liczebności bakterii nitryfikacyjnych i denitryfikacyjnych na tle kilku wskaźników fizycznych (temperatura, odczyn, potencjał redox) i chemicznych (azot amonowy, azot organiczny) w profilu pionowym wody badanych zbiorników.

GRUPA ACIDOTROFICZNA

Liczebność bakterii nityfikacyjnych w tej grupie zbiorników (nry 8-10) wynosiła od 4 do 15 komórek w 1 ml, z wyjątkiem jednego przypadku (zb. nr 10, głęb. 6.5 m), kiedy bakterii nie stwierdzono.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W tej grupie zbiorników (nry 5 i 6) liczebność nityfikatorów w pobranych próbkach wody wynosiła od 4 do 15 kom.·ml⁻¹.

GRUPA „POZOSTAŁA”

Liczba nityfikatorów w wodach tej grupy zbiorników była podobna do liczebności bakterii stwierdzonych w wodach zbiorników wyżej scharakteryzowanych, wynosiła bowiem od 0 do 15 kom.·ml⁻¹.

3.2.3. Denitryfikatory (rys. 3c, d)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiornikach nry 8 i 10 liczba denitryfikatorów wahała się od 250 do 2500 kom.·ml⁻¹, większe ilości bakterii denitryfikacyjnych pojawiły się w głębszych warstwach wody.

W zbiorniku meromiktycznym (nr 9) liczebność denitryfikatorów była mniejsza od pozostałych zbiorników tej grupy i mieściła się w granicach od 90 do 350 kom.·ml⁻¹.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 liczebność denitryfikatorów wynosiła od 150 do 350 kom.·ml⁻¹. W drugim zbiorniku tej grupy (nr 6) liczba bakterii denitryfikacyjnych była większa i wahała się od 150 kom.·ml⁻¹ (przy powierzchni) do 1500 kom.·ml⁻¹ (przy dnie).

GRUPA „POZOSTAŁA”

W tej grupie zbiorników (nry 1-4, 7) wyróżnić można zbiorniki (nry 1 i 4) o mniejszej liczbie bakterii denitryfikacyjnych (od 90 do 500 kom.·ml⁻¹) oraz zbiorniki (nry 2, 3 i 7), których liczebność w pobranych próbkach wody przekraczała 1000 kom.·ml⁻¹, a zakres zmian w profilu pionowym wynosił 150 do 1100 kom.·ml⁻¹.

4. DYSKUSJA

Azot uznany został za główny obok fosforu pierwiastek, decydujący o rozwoju biomasy roślin i zwierząt w środowisku wodnym [1] (Bringmann, Kühn 1965) [2] (Gessner 1935). Uważa się go za jeden z głównych wskaźników oceny stopnia zeutrofizowania jezior [10] (Naumann 1932) [15] (Yoshimura 1932).

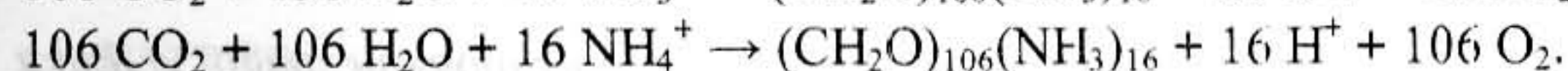
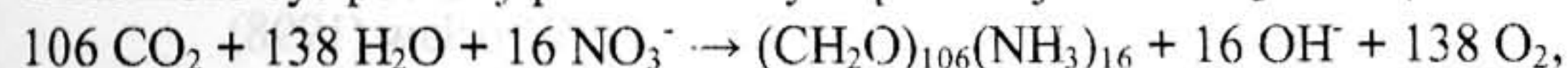
Nasze zainteresowanie krążeniem azotu w wodach zbiorników „pojezierza antropogenicznego” wynika przede wszystkim ze stwierdzenia, że odnowę wód acidotroficzych można przeprowadzić usuwając kwasowość mineralną przez:

- neutralizację wód zasadowymi substancjami nieogranicznymi,
- wprowadzenie do zbiornika substancji organicznych (uruchomienie cyklu węglowego, zapewniającego produkcję zasadowości oraz redukcję żelaza i siarczanów) [7] (Jędrzak 1992).

Cykl węglowy jest główną siłą napędową w metabolizmie jezior, uruchamia on bowiem obiegi szeregu pierwiastków a przede wszystkim azotu. Proces ten odbywa się w zbiornikach „pojezierza” bez ingerencji człowieka i w zależności od ich wieku trwa od 25 do przeszło 100 lat. Około połowa zbiorników uległa naturalnym procesom zubożnienia.

Produkcja biomasy roślin podczas fotosyntezy a następnie jej rozkład to podstawowe procesy, zachodzące w wodach powierzchniowych. W skład materii nieorganicznej oprócz węgla, tlenu i wodoru wchodzi: azot, fosfor, siarka, żelazo i inne. Zdaniem [3] Dawidsona (1987) na równowagę kwasowo-zasadową wody istotny wpływ ma azot.

Azot może być pobrany przez rośliny w postaci jonów NO_3^- i NH_4^+ :



Rozkład substancji organicznej prowadzi zawsze do wzrostu zasadowości wody bowiem powstający amoniak łączy się z wodorem: $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_4^+$.

Ogólna zawartość azotowych związków organicznych w badanych wodach oznaczana była jako azot organiczny, który obejmuje białka oraz produkty ich hydrolizy. Rozkład tych połączeń przez drobnoustroje stanowi pierwszy etap rozkładu białek do aminokwasów. Następnym etapem jest amonifikacja, polegająca na rozkładzie aminokwasów do amoniaku i substancję trójpierwiastkową.

Amonifikacja jest szczególnie ważnym procesem w środowisku wodnym, warunkuje bowiem krążenie amoniaku w ekosystemach wodnych. Amoniak dostarcza energii bakteriom azotynowym, które w obecności tlenu utleniają go do azotynów, azotyny zostają z kolei utlenione przez bakterie azotowe do azotanów. Na azotanach kończy się proces mineralizacji związków azotu.

Spośród bakterii azotowych w wodach badanych zbiorników, najliczniej były reprezentowane amonifikatory, szczególnie w zbiorniku meromiktycznym. Dość licznie pojawiły się bakterie denitryfikacyjne w trzech wyróżnionych grupach zbiorników (acidotroficzna, przejściowa, „pozostała”), często w obecności tlenu rozpuszczonego; zdaniem badaczy redukcji azotanów do azotynów towarzyszą warunki anaerobowe [12] (Rheinheimer 1987).

Nitryfikatory wystąpiły w małych ilościach, maksymalna ich liczba nie przekraczała 15 kom. $\cdot \text{ml}^{-1}$. W wodach czystych, w większości do takich zaliczyć należy zbiorniki „pojezierza”, organizmy nitryfikacyjne nie rozwijają się prawie wcale [12] (Rheinheimer 1987).

5. LITERATURA

- [1] BRINGMANN G., KÜHN R.: *Nitrat oder Phosphat als Begrenzungsfaktor des Allgemeinwachstums*. Ges. Ing., 7, 210-214 (1965).
- [2] GESSNER F.: *Phosphat und Nitrat als Produktionsfaktoren des Gewässers*. Verh. Int. Vereinig. Limnol. 7 (1935).
- [3] DAWIDSON W.: *Internal elemental cycles affecting the long term, alkalinity status of lakes: implications for lake restoration*. Schweiz. Z. Hydrol. 49/2, 186-201 (1987).
- [4] FISCHER E.: *Niektóre bakteryjne przemiany związków azotowych w drobnych zbiornikach wodnych okolic Warszawy*. Pol. Arch. Hydrob. T. 9 (22), s. 319 (1961).
- [5] HERMANOWICZ W., DOŻAŃSKA W., DOJLIDO J., KOZIOROWSKI B.: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Warszawa, Arkady (1976).
- [6] JACHIMKO B.: *Krążenie fosforu w wodach zbiorników „Łuku Mużakowskiego”*. Inst. Inż. Ochr. Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław (1998).
- [7] JĘDRZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Wyd. WSI. Zielona Góra (1992).
- [8] MATEJCZUK W.: *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksploatacyjnych węgla brunatnego*. Wrocław Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej (1986).
- [9] NAJBAR B.: *Biologiczne i chemiczne wskaźniki stopnia zeutrofizowania wód zbiorników powstałych po eksploatacji węgla brunatnego w okolicach Łęknicy, Trzebiela i Tuplic*. Inst. Inż. Ochr. Środ., Politechnika Wrocławska, Wrocław (1996).
- [10] NAUMANN E.: *Grundzüge der regionalen Limnologie*. Die Binnengewässer. Vol. 11 (1932).
- [11] PAWLACZYK M., SOLSKI A.: *Distribution of nitrogen bacteria in water of the Olawa river in relation to its chemical character*. Pol. Arch. Hydrob. 14, 17-38 (1967).
- [12] RHEINHEIMER G.: *Mikrobiologia wód*. PWRiL, Warszawa (1987).
- [13] RODINA A.: *Mikrobiologiczne metody badania wód*. PWRiL, Warszawa (1968).
- [14] SOLSKI A., JĘDRZAK A., MATEJCZUK W.: *Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w rejonie Tuplice-Łęknica*. Zesz. Nauk. WSI. Zielona Góra, No. 84. Inż. Środ. 4: 65-76 (1988).
- [15] YOSHIMURA E.: *Contribution to the knowledge of nitrogenous, compounds and phosphate in the lake waters of Japan*. Proc. Imp. Acad. Japan, vol. 8 (3). 94-97 (1932).

Adam MAŁECKI, Nguyen Phi Bich LOC *

MIKROBIOLOGICZNA OCENA WÓD JEZIORA RUDNO

Streszczenie

Ze względu na bytowe i gospodarcze użytkowanie wód zlewni Obrzycy, przeprowadzono analizę mikrobiologiczną wody jeziora Rudno. W artykule zawarto informacje uzyskane na podstawie przeprowadzonych 360 analiz laboratoryjnych. Stwierdzono zdolność mikroorganizmów wodnych tego jeziora do rozkładu związków azotu

1. WSTĘP

Drobnoustroje występują we wszystkich procesach, jako pierwotne ogniwo łączące świat organizmów żywych ze środowiskiem abiotycznym. Mikrobiologiczne dane znacznie wyraźniej aniżeli dane chemiczne wykazują wszystkie zmiany zachodzące w środowisku, bowiem najwcześniej i najprecyzyjniej na nie reagują. Każdy zbiornik wodny zawiera swoisty, charakterystyczny dla niego skład drobnoustrojów, określony konkretnymi warunkami. Ich rozwój związany jest ściśle z czynnikami środowiska.

Charakter i intensywność procesów biochemicznych warunkuje obieg materii w zbiorniku wodnym. Związane są z tym przemiany i regeneracja biogenów, zwłaszcza azotu i fosforu, niezbędnych dla rozwoju pierwotnych producentów zbiorników wodnych.

Ogólna liczba bakterii heterotroficznych w zbiornikach wodnych jest zarazem wskaźnikiem ich jakości. Znajomość jakościowego składu drobnoustrojów oraz ich fizjologii jest w tym względzie nieodzowna dla oceny intensyfikacji procesów biochemicznego oczyszczania wód i ich charakterystyki sanitarno-higienicznej.

Spośród różnych grup fizjologicznych drobnoustrojów warunkujących mineralizację substancji organicznych, największe znaczenie mają amonifikatory.

Bilans azotowy zbiorników wodnych jest ściśle związany z działalnością bakterii nitryfikacyjnych.

Badanie przebiegu procesu denitryfikacji w konkretnych warunkach może wskazać jak związki azotowe są wykorzystywane.

Rozkład białek rozpoczyna zachodzący w wodzie cykl przemian materii organicznej, prowadzący w rezultacie do uwolnienia mineralnych form azotu, fosforu, siarki

i węgla. Proces ten przebiega pod wpływem wydzielania przez niektóre mikroorganizmy egzoenzymów proteolitycznych, w wyniku działania których białka ulegają hydrolizie do kolejno: polipeptydów, peptydów i aminokwasów.

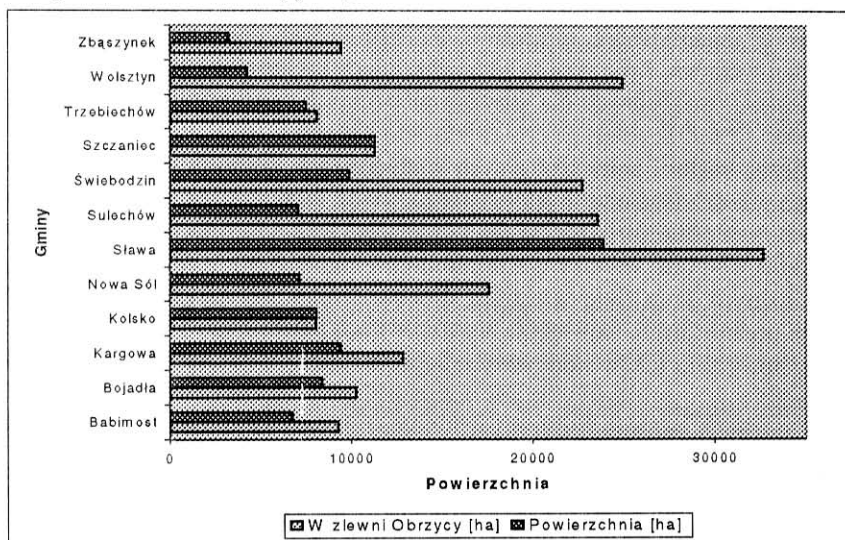
Mówiąc o znaczeniu bakterii w wodzie, nie należy zapomnieć, że przyczyniają się do usuwania z wody różnych toksyn, jak: siarkowodoru, siarki pierwiastkowej, tiosiarczianów, węglowodorów aromatycznych, fenoli, detergentów, pestycydów, itp.

Celem niniejszego opracowania jest analiza mikrobiologiczna zlewni cząstkowej rzeki Obrzycy. Jest to fragment większego opracowania, mającego umożliwić ocenę relacji, jakie zachodzą w tym ekosystemie i możliwości optymalnej eksploatacji zasobów systemu wodnego tej rzeki, a docelowo stworzenia warunków dla poprawy jakości wody tej zlewni. Rozpoznanie tych relacji w kategoriach ilościowych i jakościowych odzwierciedli w czasie i przestrzeni krajobraz zlewni. Jej funkcja, związana jest z zaopatrzeniem w wodę do picia i rekreacji, wymaga czystej wody, a także należytego stanu i właściwej gospodarki rolnej i leśnej w bezpośrednim jej otoczeniu. Wymaga to w pierwszym rzędzie określenia stanu sanitarnego, źródeł powstawania zanieczyszczeń oraz możliwości samooczyszczania się wód tej rzeki.

2. MATERIAŁ BADAWCZY

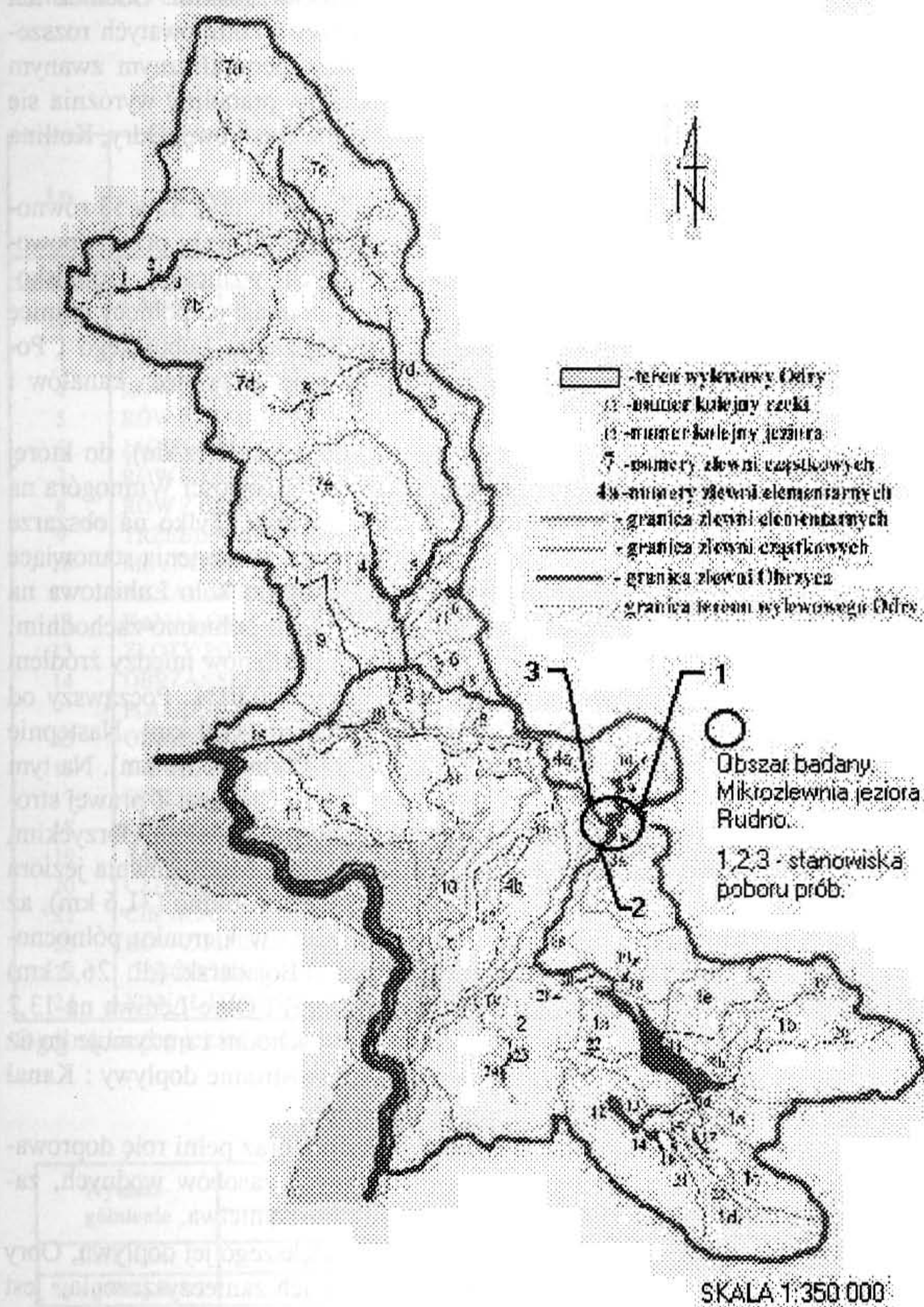
2.1 Charakterystyka hydrograficzna

Zlewnia Obrzycy usytuowana jest na obszarze województwa lubuskiego i częściowo poznańskiego. Zajmuje (w części lub w całości) obszar 12 gmin, w tym: cztery gminy wiejskie (Bojadła, Kalsko, Szczaniec, Trzebiechów), osiem gmin miejsko-wiejskich (Babimost, Kargowa, Sława, Sulechów, Świebodzin, Wolsztyn, Zbąszynek) oraz jedno miasto wydzielone Nowa Sól (rys. 1).



Rys 1. Powierzchnia zlewni [Małcki 98]

Powierzchnia ogólna tego obszaru wynosi ok. 1808 km^2 (tab. 1), z czego 56,1% stanowi zlewnia (rys. 2).



Rys. 2. Zlewnia Obrzyca (Podział hydrograficzny polski - IMGW).

Rozwój sieci rzecznej Polski jest rezultatem ewolucji rzeźby w późnym trzeciorzędzie i w czwartorzędzie.

W przedstawionej pracy badano zlewnię Obrzycy, która położona jest w obrębie pradoliny Warszawsko-Berlińskiej – w jej odcinku Warciańsko-Odrzańskim. Odcinek ten stanowi formę nieregularną, składającą się z szeregu zwężeń i kotlinowatych rozszerzeń. Jednostka ta graniczy od północy z dużym regionem geograficznym zwanym Pojezierzem Wielkopolskim. W obrębie omawianego odcinka pradoliny wyróżnia się mniejsze następujące jednostki fizyczno-geograficzne: Dolina Środkowej Odry, Kotlina Kargowska, Dolina Obry.

Obszar zlewni Obrzycy zawarty jest między 15 a 16 południkiem, oraz 52 a 53 równoleżnikiem. Granice topograficzne zlewni wyznaczają od zachodu wały przeciwpowodziowe Odry, od południa wzniesienia moren czołowych wzniesień Gubińsko-Zarkowskich, od wschodu linia kolejowa Leszno-Poznań, natomiast od północy granicę wyznacza południowa krawędź wzniesień morenowych Pojezierza Lubuskiego i Poznańskiego. Pod względem hydrograficznym zlewnię cechuje gęsta sieć kanałów i rowów melioracyjnych wykonanych na przestrzeni lat.

Rzeka Obrzyca jest prawobrzeżnym dopływem rzeki Odry (ciek II rzędu), do której uchodzi na 469,4 km jej biegu powyżej Cigacic w rejonie miejscowości Winnogóra na wysokości 52,8 m n.p.m. Posiada charakter w zasadzie nizinny. Tylko na obszarze obejmującym południową część zlewni, znajduje się niewielkie wzniesienia stanowiące kraniec Wysoczyzny Lubuskiej. Początek bierze w j. Sławskim koło Lubiętowa na wysokości 57,4 m n.p.m. Obrzyca płynie od źródła w kierunku północno-zachodnim, a na końcowym odcinku południowo-zachodnim. Różnica poziomów między źródłem a ujściem wynosi 4,6 m, co daje średni spadek koryta rzeki 0,01%. Począwszy od wypływu, Obrzyca płynie na zachód do miejscowości Konotop (41,0 km). Następnie zmienia kierunek na północny, utrzymując go aż do jeziora Rudno (33,1 km). Na tym odcinku Obrzyca ma jeden większy dopływ lewostronny, rzekę Ciekącą. Z prawej strony jeziora Rudno, Obrzyca posiada połączenie z Południowym Kanałem Obrzyckim, który część swych wód doprowadza od wschodu do tego jeziora. Mikrozelewnia jeziora Rudno była obiektem badań mikrobiologicznych. Poniżej jeziora Rudno (31,6 km), aż do miejscowości Smolno Wielkie (11,3 km) Obrzyca płynie w kierunku północno-zachodnim. Na tym odcinku dopływają: z lewej strony Kanał Bojadarski (dł. 26,2 km) i prawej Kanał Dzwiński (na 22,7 km łączy Obrzycę z Obrą) i Obrę Leniwą na 13,2 km. W Smolnie Obrzyca zmienia kierunek na południowo-zachodni i utrzymuje go aż do ujścia. Na tym odcinku rzeka przyjmuje dwa większe lewostronne dopływy: Kanał Trzebiechowski i Kanał Głuchowski.

Rzeka Obrzyca zasila w wodę znajdujące się w zlewni jeziora oraz pełni rolę doprowadzalnika, umożliwiającego wykorzystanie zretencjonowanych zasobów wodnych, zarówno dla potrzeb komunalnych i w coraz mniejszym stopniu rolnictwa.

Ogólna ocena stanu czystości wód rzeki Obrzycy oraz największego jej dopływu, Obry Leniwej przedstawia się niezadawalająco. Aktualny stopień ich zanieczyszczenia, jest znacznie wyższy niż określone dla obu rzek dopuszczalne normy zanieczyszczenia, które zakładają I – szą klasę czystości. Przeważające klasy czystości, do których należy zakwalifikować wody obu rzek – to klasy II i III, przy czym w niektórych wskaźnikach

i na znacznych odcinkach badane rzeki prowadzą wody są pozaklasowe [rozp. Rady Ministrów z dnia 29 listopada 1975 roku /Dz. U. Nr 41, poz.214/].

Podstawowe parametry dotyczące cieków wodnych znajdujących się na powierzchni zlewni rzeki Obrzycy przedstawia tabela 1.

TABELA 1.

*Cieki wodne znajdujące się na obszarze zlewni
Obrzycy. [Dane IRS Olsztyn]*

Lp	Nazwa cieku wodnego	Długość rzeki [km]	Powierzchnia zlewni [km ²]	Nr zlewni częstkowej	L – lewo P – prawo- stronny
1	2	3	4	5	6
1	KANAŁ LUBNICA	28,6	80,5	7b	L
2	KANAŁ GŁÓWNY	28,6	69,3	7a	L
3	OBRA LENIWA	37,6	412,2	7	L
4	RÓW ZE ZBASZYŃKA	6,3	-	7d ₁	L
5	RÓW ZE SMARDZEWA	20,1	51,6	7d ₂	L
6	JAGIELNICA	3,4	-	7e	L
7	RÓW Z KLEPSKA	9,7	59,5	9	L
8	RÓW Z GŁÓCHOWA	1,3	-	11	L
9	TRZEBIECHÓWKA	5,5	-	11	L
10	MŁYNÓWKA	8,5	-	10	L
11	KANAŁ OBRZYCKO	4,4	80,3	10	P
12	KANAŁ OSTRZYCKI	6,5	-	10	P
13	ZŁOTY POTOK	3,6	4,8	8	P
14	OBRZAŃSKI KANAŁ POŁUDNIOWY	55,1	58,6	3b ₁₀	L
15	OBRZYCA	49,6	1808,4	-	-
16	KANAŁ BOJADELSKI	27,2	37,0	4b	L
17	GNILICA	14,6	-	4b	P
18	CIEKAÇA	40,2	103,8	2	L
19	SARNKA	6,8	-	1b ₁	P
20	CZERNICA	41,0	61,7	1b ₁	-
21	CIENICA	12,2	67,1	1d ₁	L
22	RÓW Z LIPINEK	3,3	-	1d ₁	L
23	DĘBOGÓRA	7,2	20,5	1e	P
24	KANAŁ DZWIŃSKI	22,7	15,9	4a	L

Ogólną liczbę jezior w zlewni rzeki Obrzycy przedstawia tabela nr 2.

TABELA 2.

Ilość i powierzchnia jezior zlewni Obrzycy.

Wyszcze- gólnienie	Powierzchnia w ha					Razem
	1 - 5	6 - 20	21 - 50	51 - 100	> 100	
Ilość jezior	4	9	5	3	3	24
% ogólnej ilości	19,2	38,5	19,2	11,5	11,5	100
Łączna pow. ha	16,1	129,5	171	252,6	1127,6	1696,8
% ogólnej pow.	0,9	7,6	10,1	14,9	66,5	100

W granicy zlewni znajduje się kilkadziesiąt jezior, co ilustruje tabela 3.

TABELA 3.

Jeziora w granicy zlewni Obrzycy. [Dane IRS Olsztyn]

Lp	NAZWA JEZIORA	Nr zlewni Elemen- tarnej	Po- wierz- nia zwier- ciadła wody [ha]	Wyso- kość m.n.p.m	Objętość [tys.m ³]	GŁĘBOKOŚĆ	
						Średnia [m.]	Maksy- malna [m.]
1	2	3	4	5	6	7	8
1	ZAMECKO	7b	1,7	73,0	90,0	1,1	2,2
2	GRODZISZCZE	7b	2,0	72,8	12,5	1,0	2,0
3	LUBINIECKIE	7b	79,4	72,6	1981,3	2,5	5,9
4	WOJNOWSKIE ZACH.	7e	147,3	52,6	6312,0	4,3	9,7
5	WOJNOWSKIE WSCH.	7e	81,6	52,7	1253,1	1,5	3,2
6	LINY (Linie)	7f	27,7	53,9	420,0	4,8	10,8
7	ZACISZE	6	2,6	54,2	70,0	1,7	3,4
8	RUDNO (Orchowe)	3a	163,0	55,1	6590,4	4,0	9,1
9	WILCZE	3a	48,2	55,2	1621,0	4,4	6,9
10	WASZNO (Ośno)	3a	22,4	55,0	316,4	1,4	3,2
11	SŁAWSKIE	1d	817,3	57,4	42664,8	5,2	12,3
12	TARNOWSKIE DUŻE	1d ₁	91,6	59,0	3504,0	3,8	7,5
13	KUŹNICKIE (Błotne)	1d ₁	19,9	57,5	291,8	1,5	2,3
14	TARNOWSKIE MAŁE	1d ₁	35,7	58,8	1193,4	3,3	7,2
15	MŁYŃSKIE DUŻE	1d ₂	10,0	60,9	402,8	4,0	6,1
16	MŁYŃSKIE MAŁE	1d ₂	5,6	61,1	18,3	1,6	3,1
17	BRZEZIE (Plusze)	1c	9,5	57,5	250,0	2,6	4,4
18	STEKLNO DOLNE	2	6,4	57,3	31,8	0,5	0,9
19	DRONICKIE	2	10,2	58,2	83,3	0,8	1,3
20	ŚWIĘTE, ŚWIĘTOBÓR	2	17,3	58,1	875,5	5,1	11,2
21	MESZE	2	2,2	60,6	60,0	2,7	6,7
22	JEZIORNO	1d	9,6	60,2	230,2	2,4	3,6
23	LUBIECIŃSKIE	2	12,9	61,8	169,7	1,3	2,1
24	KOCHANOWO	2	16,7	62,0	330,7	2,0	3,4

3. METODYKA BADAŃ

Do oceny zdolności drobnoustrojów wodnych do rozkładów związku azotu wykorzystano zasoby wodne zlewni cząstkowej 3a. Wodę, która posłużyła jako materiał do analizy bakteriologicznej pobierano w trzech punktach pomiarowych (**rys.1**).

Pierwszy punkt zlokalizowano w miejscowości Rudno. Próbkę pobierano w miejscu ujścia Obrzańkiego Kanału Południowego do jeziora Rudno. Drugi punkt poboru wody wyznaczono w miejscowości Jesiona. Punkt ten leży przy ujściu rzeki Obrzycy do jeziora Rudno. Trzeci punkt położony jest w okolicy Uście, gdzie rzeka Obrzyca wpływa z jeziora Rudno i płynie do ujścia w okolicach miejscowości Cigacice. Próby

pobierano raz w miesiącu przez okres wiosny i lata 1999 roku. Pobrano łącznie 360 próbek. W badaniach tych oznaczono: liczebność bakterii ogólnych, siarkowych, białkowych, amonifikacyjnych, nitryfikacyjnych i denitryfikacyjnych. Ogólną liczbę bakterii w badanej wodzie oznaczono metodą płytkową na pożywce Eikmana. W przypadkach wątpliwych posiewano materiał z dodatnich prób na pożywce Endo.

Liczebność bakterii siarkowych oznaczano na zmodyfikowanej pożywce Starkeya. Posiewy na płytki wykonano zwykłym sposobem i umieszczono w warunkach beztlenowych według metody Szturma.

Badania bakterii rozkładających białka wykonano na pożywce bulionu z żelatyną, metodą upłynniania żelatyny. Oznaczenie wykonano na płytkach Petriego. Do badania przebiegu amonifikacji zastosowano płynną pożywkę peptonową.

Badanie procesu nitryfikacji dokonano na pożywce do hodowli nitryfikatorów.

Intensywność przebiegu procesu denitryfikacji badano na płynnej pożywce do hodowli denifiktrtorów.

W celu obliczenia ilości drobnoustrojów poszczególnych grup bakterii amonifikacyjnych, nitryfikacyjnych i denitryfikacyjnych posłużono się tablicami Mc Cradyego opartymi na zasadzie metod statystyki matematycznej. Ilość bakterii ogólnych, siarkowych i rozkładających białka ustalono na podstawie wyhodowanej na pożywkach liczby kolonii badanych drobnoustrojów. Statystykę i przedział ufności obliczono według metody Egoropa i Nguyen Lan Dung. Stan ilościowy poszczególnych grup drobnoustrojów w badanym środowisku wodnym zestawiono w tabelach średnio z trzech pomiarów wiosennych i letnich oraz przedstawiono za pomocą wykresów.

4. WYNIKI BADAŃ

Ilość bakterii ogólnych (mezofilnych) ilustruje tab. 4.

TABELA 4.

Ilość bakterii ogólnych [komórek/ cm³].

Numer punktu poboru wody	Okres badania		Suma	Przedział ufności 95%
	Wiosna 1999	Lato 1999		
1	230,00	316,00	546,00	180,00 – 360,00
2	410,00	306,00	716,00	350,00 – 400,00
3	205,00	501,00	706,00	200,00 – 650,00
Suma	845,00	1123,00	1968,00	

Jak wynika z powyższej tabeli w badanej wodzie największą liczbę bakterii mezofilnych odnotowano w drugim punkcie badawczym. Najmniejszą liczbę tych drobnoustrojów zanotowano w pierwszym punkcie badawczym. Latem liczebność badanej grupy bakterii była wyższa niż w okresie wiosennym.

Podobnie jak w przypadku bakterii mezofilnych latem, ilość bakterii siarkowych była wyższa w stosunku do okresu wiosennego. Największy wzrost tych drobnoustrojów

zanotowano latem w trzecim punkcie badawczym. W punkcie tym w okresie wiosennym liczba tych bakterii była najmniejsza, co ilustruje tab. 5.

TABELA 5.

Liczba bakterii siarkowych [komórek/ cm^3].

Numer punktu poboru wody	Okres badania		Suma	Przedział ufności 95%
	Wiosna 1999	Lato 1999		
1	460,00	456,00	916,00	380,00 – 520,00
2	720,00	520,00	1240,00	600,00 – 800,00
3	327,00	810,00	1137,00	300,00 – 850,00
Suma	1507,00	1786,00	3293,00	

Dane przedstawione w tabeli 6 obrazują zawartość bakterii białkowych w wodach jeziora Rudno. Jak wynika z tej tabeli, największa ilość drobnoustrojów tej grupy wystąpiła w drugim punkcie badawczym. W punkcie pierwszym ilość tych bakterii była najniższa. Suma bakterii rozkładających białka w okresie letnim w stosunku do okresu wiosennego była wyższa.

TABELA 6.

Liczebność bakterii rozkładających białka.

Numer punktu poboru wody	Okres badania		Suma	Przedział ufności 95%
	Wiosna 1999	Lato 1999		
1	15,00	9,50	24,50	7,50 – 30,00
2	15,00	20,00	35,00	15,00 – 50,00
3	9,50	20,00	29,50	9,00 – 46,00
Suma	39,50	49,50	89,00	

Liczebność bakterii amonifikacyjnych przedstawiono w tabeli 7, z której wynika, że największy wzrost tych bakterii zanotowano latem w pierwszym punkcie badawczym. Suma ilości bakterii amonifikacyjnych w okresie wiosennym jak i w letnim są jednak podobne w obydwu okresach badawczych.

TABELA 7.

Liczebność bakterii amonifikacyjnych.

Numer punktu poboru wody	Okres badania		Suma	Przedział ufności 95%
	Wiosna 1999	Lato 1999		
1	15,00	20,00	35,00	11,00 – 46,00
2	15,00	9,50	24,50	7,00 – 40,00
3	9,50	9,50	19,00	8,00 – 30,00
Suma	39,50	39,00	78,50	

Liczbę bakterii nitryfikacyjnych przedstawia tabela 8 oraz wykres. Największy wzrost bakterii odnotowano w drugim punkcie badawczym. Wiosną suma tych bakterii była mniejsza jak latem, gdzie nastąpił znaczny ich wzrost.

TABELA 8.

Liczebność bakterii nitryfikacyjnych.

Numer punktu poboru wody	Okres badania		Suma	Przedział ufności 95%
	Wiosna 1999	Lato 1999		
1	45,00	45,00	90,00	30,00 – 60,00
2	150,00	150,00	300,00	97,00 – 200,00
3	75,00	150,00	225,00	70,00 – 200,00
Suma	270,00	345,00	615,00	

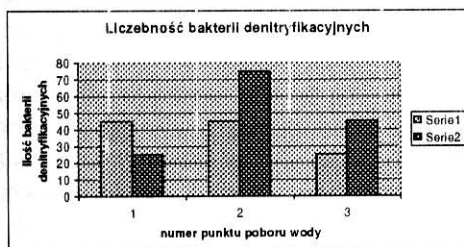
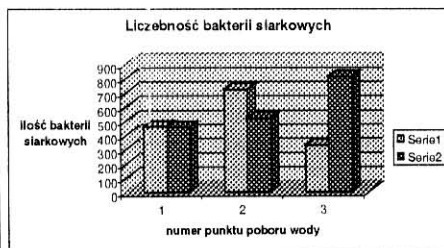
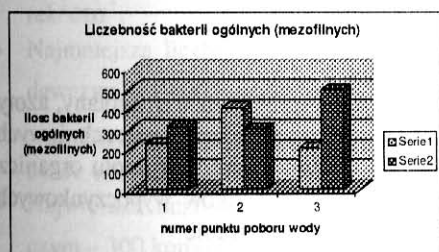
Liczebność bakterii denitryfikacyjnych ilustruje tabela 9.

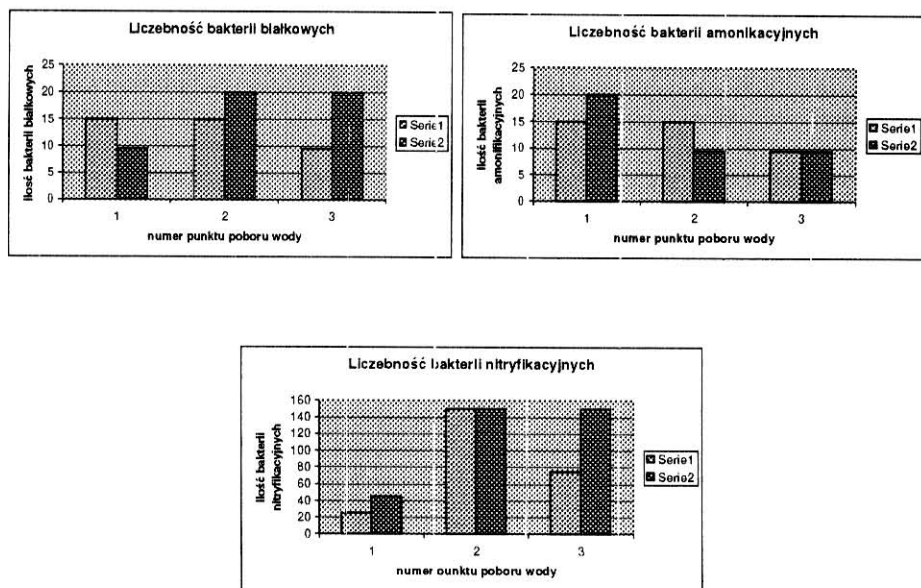
TABELA 9.

Liczebność bakterii denitryfikacyjnych.

Numer punktu poboru wody	Okres badania		Suma	Przedział ufności 95%
	Wiosna 1999	Lato 1999		
1	45,00	25,00	70,00	18,00 – 62,00
2	45,00	75,00	120,00	36,00 – 82,00
3	25,00	45,00	70,00	20,00 – 55,00
Suma	115,00	145,00	260,00	

Z tabeli wynika, że największy wzrost komórek nastąpił w drugim okresie badawczym. Najmniejszy wzrost tej grupy bakterii wystąpił latem w drugim i trzecim punkcie poboru wody.





seria 1 – wiosna, seria 2 - lato

5. PODSUMOWANIE

Najważniejszymi źródłami azotu nieorganicznego w badanej wodzie są azotany, azoty i amoniak. Trafiają one do wód zlewni Obrzycy ze spływów powierzchniowych, z opadami atmosferycznymi, a także z powietrza. Głównym źródłem azotu organicznego są ścieki z okolicznych gospodarstw rolniczych i ośrodków wypoczynkowych. Analiza mikrobiologiczna badanej wody potwierdziła występowanie w niej grup drobnoustrojów zajmujących się przemianami związków azotu. Do mikroorganizmów tych zaliczamy następujące grupy bakterii: amonifikacyjne, nityfikacyjne, denityfikacyjne i rozkładające białka. Badania przeprowadzono w okresie wiosennym i letnim ze względu na zróżnicowane warunki klimatyczne, które mają wpływ na rozwój badanych drobnoustrojów. W celu ukazania wpływu różnych czynników, nie tylko klimatycznych, analizę bakteriologiczną wykonano na wodzie pobranej z trzech różnych punktów jeziora Rudno. Z analizy literatury zajmującej się szczegółowo zagadnieniami rozkładu związków azotu przez pewne grupy drobnoustrojów wynika, że liczba drobnoustrojów w jeziorze w ciągu roku nie jest stała. Zależy ona w dużym stopniu od pory roku. Zwiększa się gwałtownie wiosną, w okresie największego stanu

wody i jest spowodowana splukiwaniem przez deszcze zanieczyszczeń z otaczających obszarów. Latem w okresie najniższego stanu wód ilość drobnoustrojów może się zmniejszyć, jednak podwyższona temperatura wody stymuluje dobre warunki dla ich rozwoju. Na podstawie wyników przeprowadzonych badań powyższe czynniki mają ogromny wpływ na rozwój drobnoustrojów w wodach jeziora i zlewni Obrzycy. Wiosną w punkcie pierwszym, w czasie podwyższonego stanu wód odnotowano wzrost większości badanych grup bakterii w stosunku do okresu letniego. Latem temperatura miała ogromny wpływ na ich rozwój gdzie w tym okresie nastąpił największy wzrost wszystkich badanych grup. Uzyskane wyniki są zbliżone i porównywalne do wyników innych badaczy. Liczebność wszystkich grup drobnoustrojów mieści się w przedziale ufności.

6. WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

- Liczebność bakterii mezofilnych w badanej mikrozewni cząstkowej waha się od 205,00 do 501,00 komórek/cm³. Największą liczbę tych drobnoustrojów odnotowano w drugim punkcie badawczym. W okresie letnim liczba tych bakterii była wyższa niż wiosną.
- Liczebność bakterii siarkowych wahała się od 327,00 do 810,00 komórek/cm³. Największy wzrost tych drobnoustrojów odnotowano w drugim punkcie badawczym - 1240 komórek/cm³. W okresie letnim liczebność tej grupy bakterii była wyższa niż w okresie wiosennym.
- Największą liczbę bakterii rozkładających białka odnotowano w punkcie drugim - 35 komórek/cm³, a najmniejsza w pierwszym punkcie badawczym - 24,5 komórek/cm³.
- Najmniejszą liczbę bakterii amonifikacyjnych odnotowano w trzecim punkcie badawczym - 19,00 komórek/cm³, największą zaś w pierwszym punkcie badawczym - 35 komórek/cm³. Pomiędzy okresem wiosennym i letnim nie odnotowano różnicy we wzroście bakterii amonifikacyjnych.
- Największą liczbę bakterii nitryfikacyjnych wystąpiła w drugim punkcie badawczym - 300 komórek/cm³, a najniższa w pierwszym - 90,00 komórek/cm³. Suma bakterii nitryfikacyjnych była wyższa w okresie letnim niż w okresie wiosennym.
- W pierwszym i drugim punkcie badawczym liczba bakterii denitryfikacyjnych była najmniejsza - 70,00 komórek/cm³, największy wzrost tych bakterii nastąpił w punkcie drugim. W okresie letnim liczebność tej grupy drobnoustrojów była wyższa niż wiosną.
- Najbardziej liczebną grupą drobnoustrojów występujących w badanym jeziorze były bakterie siarkowe - 3293 komórek/cm³ i mezofilne - 1968 komórek/cm³. Wśród

bakterii azotowych najliczniejsze okazały się bakterie nitryfikacyjne – 615 komórek/cm³. Mikroorganizmami wśród badanych grup, które rozwinęły się w mniejszych ilościach były bakterie denitryfikacyjne 260,00 komórek/cm³ i rozkładające białka – 89,00 komórek/cm³ oraz amonifikacyjne 78,5 komórek/cm³.

- W okresie letnim nastąpił większy wzrost badanych grup drobnoustrojów w stosunku do okresu wiosennego.

7. LITERATURA

- [1] EGOROP L.B., NGUYEN: *Meidy badań mikrobiologicznych*. NXB Hanoi (1981).
- [2] IMGW: *Podział hydrologiczny Polski*. Wydawnictwo komunikacji i łączności. Warszawa (1983).
- [3] IUNG: *Warunki przyrodnicze produkcji rolnej woj. Zielonogórskiego*. Puławy (1987).
- [4] KAJAK Z.: *Hydrobiologia – Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych.*, PWN Warszawa (1998).
- [5] KOWAL A., ŚWIDERSKA – BRÓŹ M.: *Oczyszczanie wody*. PWN Warszaw-Wrocław (1998).
- [6] MAŁECKI A.: *Wstępne badania wpływu rolnictwa na jakość wód powierzchniowych zlewni Obrzycy*. Zeszyty naukowe nr 116 Politechnika Zielonogórska WbiIS (1998).
- [7] PAWLACZYK – SZPIŁOWA M.: *Biologia sanitarna*. Politechnika Wrocławska (1976).
- [8] PAWLACZYK – SZPIŁOWA M.: *Biologia i ekologia*. Politechnika Wrocławska (1997).
- [9] RHEINHEIMER G.: *Mikrobiologia wód*. PWRiL Warszawa (1997).
- [10] RODINA A.: *Mikrobiologiczne metody badania wód*. PWRiL Warszawa (1968).
- [11] SOMOROWSKI C.: *Melioracje jako dyscyplina naukowa i działalność praktyczna* SGGW Warszawa (1993).
- [12] TRYBAŁA T.: *Gospodarka wodą*. PWRiL Warszawa (1996).
- [13] WRÓBEL I.: *Wody podziemne Środkowego Nadodrza i ich problemy ochrony*. WSI. Zielona Góra (1989).
- [14] Dziennik Urzędowy Rzeczypospolitej Polskiej nr 116. 1991, poz. 503.
- [15] Polska Norma PN 75C-04615/18,19 oraz PN 77C-04615/20.

Tadeusz CHRZAN, Magda HUDAK*

WPŁYW CZASU EKSPLOATACJI STUDNI NA ICH WYDAJNOŚĆ

Streszczenie

W pracy przedstawiono historię i warunki hydrogeologiczne Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie k. Zielonej Góry. Omówiono wpływ czasu eksploatacji studni na jej wydajność. Opisano próby poprawy pracy tego ujęcia, a także stan aktualny.

1. WSTĘP

Woda jest podstawowym surowcem potrzebnym do prawidłowego funkcjonowania nie tylko człowieka, ale także roślin i zwierząt. Poprzez, nie zawsze właściwe korzystanie z wód podziemnych zasoby, pomimo ich odnawialności, kurczą się. Najlepszym źródłem zaopatrzenia w wodę są wody podziemne ujmowane za pomocą studni wierconych. Przy właściwym doborze filtrów i odpowiedniej eksploatacji studni ujęcie wody powinno pracować długo i bez zakłóceń, co nie zawsze się udaje, przedstawiono problemy związane z ujęciem wód podziemnych w Zawadzie k. Zielonej Góry.

2. WARUNKI HYDROGEOLOGICZNE TERENU C.U.W. W ZAWADZIE K. ZIELONEJ GÓRY

Teren ujęcia wód gruntowych dla Zielonej Góry położony jest w pradolinie Odry. Obszar ujęcia ograniczony jest od północy i wschodu korytem rzeki Odry, od południa – krawędzią doliny Odry biegnącą wzdłuż szosy Zawada - Jany, a od zachodu szosą Zielona Góra – Zawada – Cigacice. Pas ujęcia rozpoczyna się około 350 m od szosy Zielona Góra – Cigacice i rozciąga się na odcinku o długości 4200 m w kierunku wschodnim, w głąb doliny. Obszar pradoliny Odry, na którym wybudowano ujęcie wody stanowi płaską równinę z bardzo łagodnymi wzniesieniami. Całkowita szerokość doliny sięga 6 km i obszar ten całkowicie pozbawiony jest skupisk leśnych.

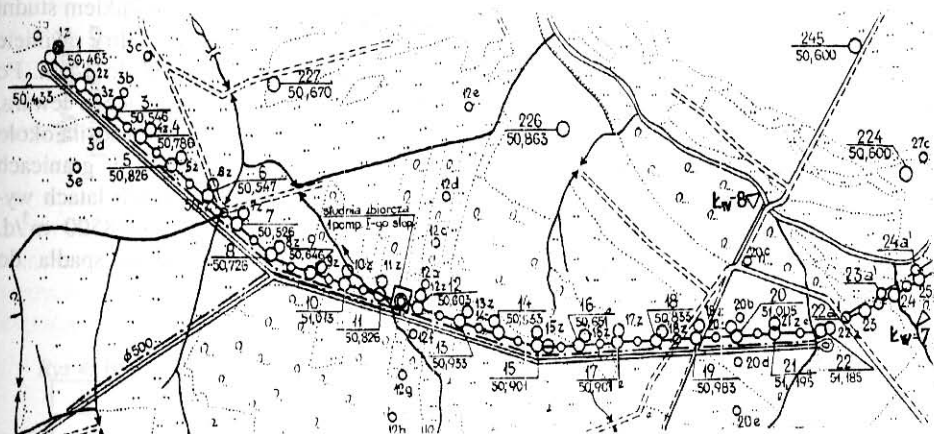
Przekrój geologiczny rejonu ujęcia to : na powierzchni utwory ilaste oraz piaski drobno- i średnioziarniste o miąższości nie przekraczającej 2,0 m. Poniżej występują piaski,

od drobnych, poprzez średnioziarniste, do gruboziarnistych. Miejscami występują także domieszki żwiru i otoczków skał północnych. Miąższość ta jest zmienna i wynosi około 18 m w części środkowej pasa ujęcia, a w pobliżu wsi Zawada – około 35 m. Poniżej tych warstw występują gliny zwałowe, utwory ilaste oraz piaski drobno- i średnioziarniste. Utwory czwartorzędowe zalegają od głębokości około 50 m, natomiast pod nimi występują iły trzeciorzędowe z przekładkami węgla brunatnego. Zwierciadło swobodne wody gruntowej na tym terenie zalega na głębokości $0,5 \pm 1,0$ m.

Sieć hydrograficzna na tym terenie jest dość bogata i urozmaicona. Głównym elementem hydrograficznym tego terenu jest rz. Odra, która decyduje o całej sieci wodnej na tym obszarze. Ciekim drenującym ten obszar jest Zimny Potok, do którego dopływają liczne ciekły zasilane wodami infiltracyjnymi z Odry i wodami gruntowymi i opadowymi pochodzącymi z Wału Zielonogórskiego. Oprócz cieków naturalnych teren ujęcia pocięty jest rowami melioracyjnymi odprowadzającymi nadmiar wód do Zimnego Potoku.

3. HISTORIA CENTRALNEGO UJĘCIA WODY W ZAWADZIE K./ ZIELONEJ GÓRY

W latach 60-tych, na podstawie orzeczenia hydrogeologicznego opracowanego przez P.G.G.K. „Południe” podjęto decyzję o lokalizacji Centralnego Ujęcia Wody dla m. Zielonej Góry w Zawadzie. Opracowano dokumentację hydrogeologiczną z ustaleniem zasobów wody podziemnej w rejonie Zawady w pradolinie rzeki Odry w kategorii „B” z utworów czwartorzędowych. Zasoby dynamiczne dla projektowanego ujęcia wody wynosiły $44\,000\text{ m}^3/\text{d}$: wody gruntowe - $10\,000\text{ m}^3/\text{d}$, wody infiltracyjne z Odry - $34\,000\text{ m}^3/\text{d}$. Realizację budowy nowego ujęcia wody w Zawadzie przewidywano wykonać w dwóch etapach. Etap I przewidywał wykonanie 21 otworów studziennych badawczo-eksploatacyjnych o przeciętnych głębokościach 20 ± 30 m i 46 otworów piezometrycznych. Uruchomienie Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie nastąpiło w maju 1966 r. kiedy do eksploatacji oddano 22 studnie w rozstawie co 100 m wzdłuż linii łamanej w układzie lewarowym z 46 otworami obserwacyjnymi – rys. 1. Ujęcie to, w zależności od potrzeb miasta, dawało do $16\,000\text{ m}^3/\text{d}$, a wydajności poszczególnych studni wahały się od 60 do $120\text{ m}^3/\text{h}$ przy depresjach $s = 2,5 \pm 3,0$ m. Otwory studienne zabudowano filtrami kamionkowymi o średnicy $\Phi\ 600$ mm i długości od 8 ± 12 m. Uziarnienie obsypki, grubości 75 mm, warstwy wewnętrznej wynosiło od 18 do 24 mm, a uziarnienie warstwy zewnętrznej od 3,0 do 5,0 mm. Jakość wody odpowiadała wymogom norm dla wody pitnej, jedynie w niektórych analizach obserwowano wzrost Fe ogólnego do $1,2\text{ mg}/\text{dm}^3$ wody. Jednak w roku 1968 zaobserwowano gwałtowny wzrost zawartości jonów Fe, Mn i SO_4 . Taki stan utrzymywał się do lipca 1971 r.



Rys 1. Plan sytuacyjny Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie

Celem etapu II miało być określenie chemizmu wód podziemnych tego rejonu, a także uzyskanie danych dotyczących miąższości, wykształcenia i zasobności warstwy wodonośnej. Teren II etapu rozciągał się w kierunku północno-zachodnim od linii ujęcia, wzdłuż linii I etapu, także o długości 2100 m.. Warstwa wodonośna w tym rejonie wynosi średnio 16 m.

Jednak w 1970 roku nastąpiło pogorszenie parametrów eksploatacyjnych studni i jakości wody na terenie I etapu ujęcia:

- w dwóch studniach stwierdzono całkowite zasypanie części czynnej filtra ,
- zmniejszenie się sumarycznej wydajności studni.

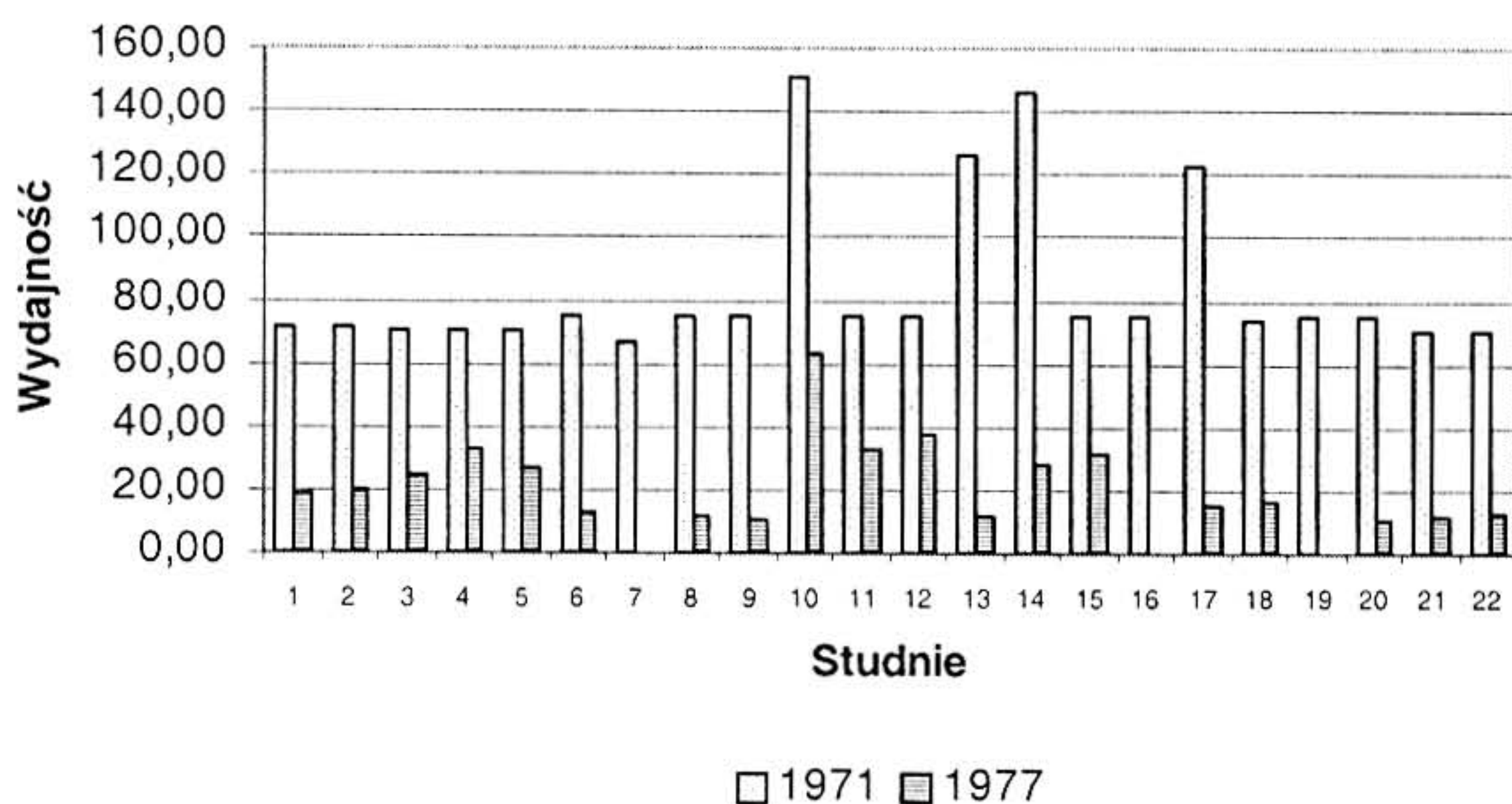
W związku z czym wstrzymano wszelkie prace związane z dalszymi etapami.

4. PRÓBY POPRAWY PRACY STUDNI I-GO ETAPU NA CENTRALNYM UJĘCIU WODY

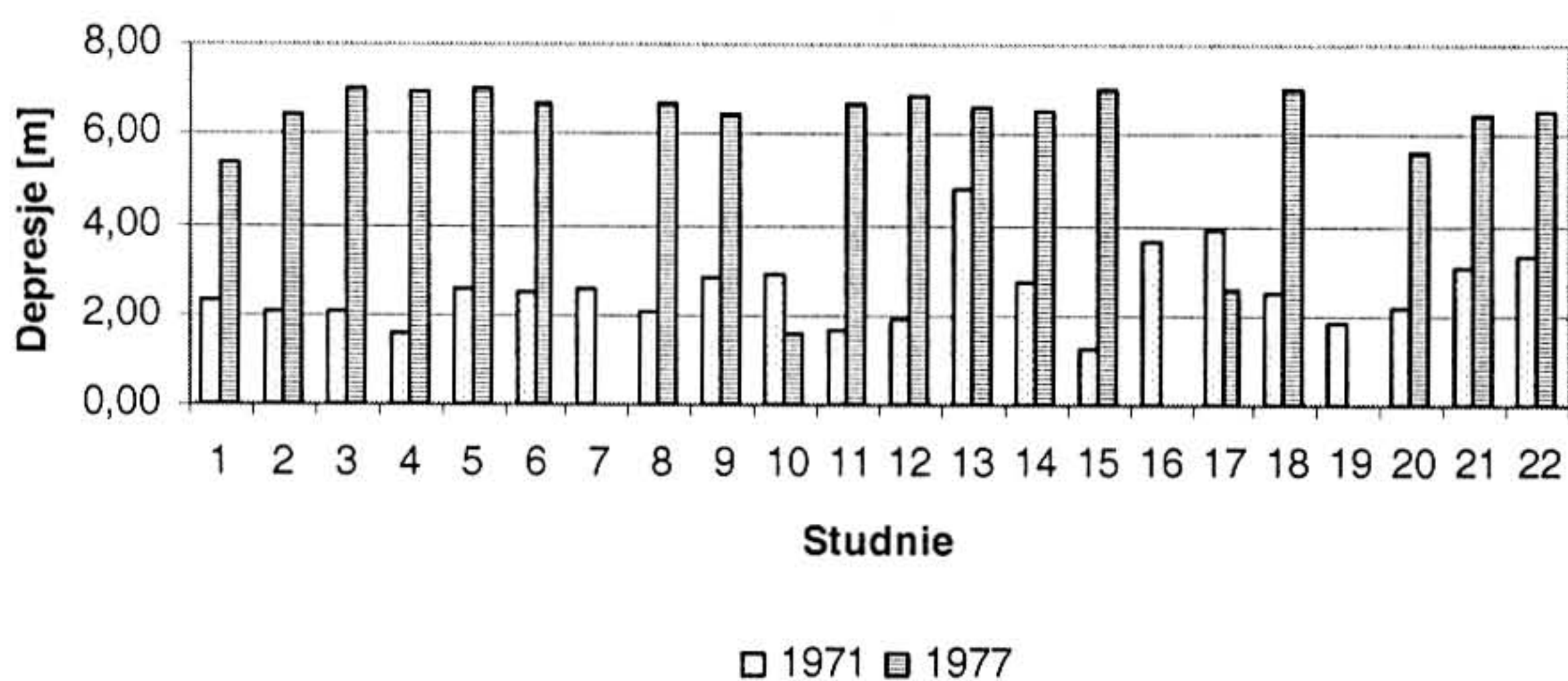
W początkowej fazie ujmowania wody podziemnej z Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie tj. od maja 1966 r. do stycznia 1968 r. średnia wydajność ujęcia wahała się w granicach 13.000 do 15.000 m³/d. W latach 1968÷1969 średnia wydajność ujęcia wynosiła 16.500 do 17.500 m³/d. Na przełomie lat 1969÷1970 wydajność systematycznie spadała, osiągając w grudniu 1970 r. średnią miesięczną wartość 12.000÷14.000 m³/d.

Aby zwiększyć wydajność ujęcia w roku 1971 podjęto decyzję i odwiercono galerie studni zastępczych – „Z”. Zostały one zlokalizowane w odległości 6,6÷11,6 m od istniejących studni – rys 1. wyjątek stanowi studnia Nr 17z, która wykonana została w obudowie starej studni. Głębokość studni zastępczych wynosiła 19,0÷33,0 m

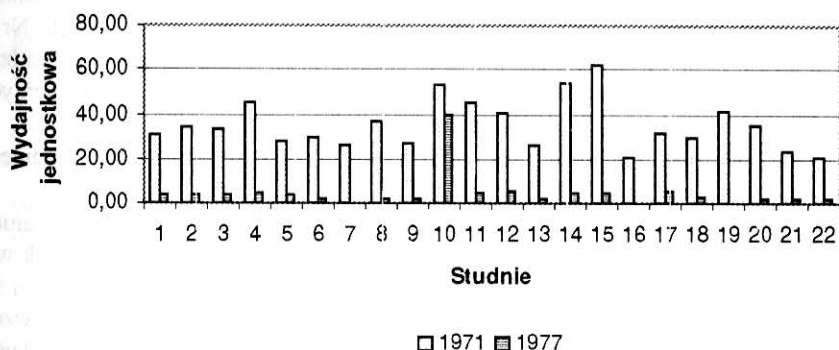
w zależności od zalegania warstwy wodonośnej, której miąższość wahała się w granicach 10,35÷27,3 m. Wszystkie odwiercone studnie zastępcze zabudowano filtrami azbestowo-cementowymi o średnicy wewnętrznej Φ 250 mm, za wyjątkiem studni Nr 10z, 13z i 14z, w których zastosowano filtry o średnicy Φ 300 mm. Filtry owinięte siatką nylonową o wymiarach oczek 1,25x1,25 mm miały długość od 8 do 14 m. Po wykonaniu pompowania wszystkie studnie podłączono kolejno do istniejącego lewara, a tym samym oddano je do eksploatacji. W roku 1971 wydajność ujęcia wynosiła około 17 500 m³/d, a wydajność w poszczególnych studniach zawierała się w granicach 66,24÷75,12 m³/h przy depresjach 1,22÷3,63 m. Jednak po około czterech latach wydajność ujęcia zaczęła spadać, by w roku 1977 wynosić około 7500÷8500 m³/d. W wyniku sześcioletniej eksploatacji wydajność poszczególnych studni spadła do 25÷95% wartości początkowej.



Rys 2. Wydajność C. U. W.(II galeria studni) w Zawadzie, w m³/h



Rys 3. Depresje w poszczególnych studniach na C.U.W.(II galeria studni) w Zawadzie



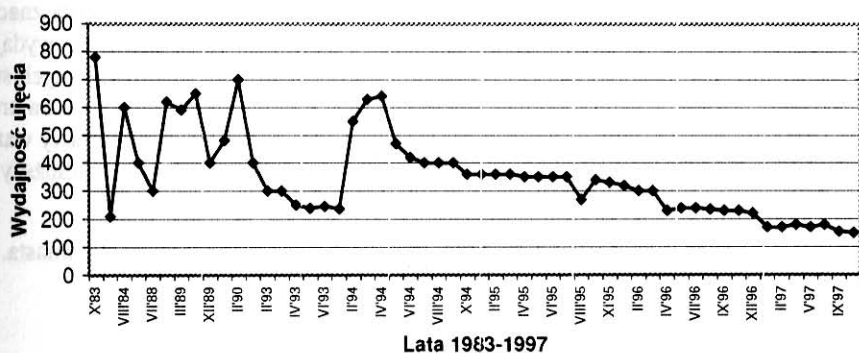
Rys 4. Wydajność jednostkowa w poszczególnych studniach na C.U.W. (II galeria studni) w Zawadzie, $m^3/h/1mS$

W związku z tym podjęto decyzję o przebadaniu drożności i stopnia kolmatacji filtrów i najbliższego ich otoczenia. Ponieważ prace te dały znikome efekty w 1978 roku przystąpiono do odwiercenia trzeciej galerii studni.

Wszystkie studnie III galerii zostały odwiercone w odległości 5÷8 m (rys 1) od istniejących w jednej kolumnie rur o średnicy 508 mm, z wyjątkiem otworu Nr 16z', który odwiercono w dwóch kolumnach rur – w rurach o średnicy 508 mm do głębokości 16 m i w rurach o średnicy 457 mm do głębokości 33 m.

Głębokość odwiercanych otworów wahała się w granicach 19,5÷33,0 m i była ściśle związana z głębokością warstwy wodonośnej. Wszystkie otwory zabudowano filtrami PVC o średnicy 280/31.

Zmianę wydajności ujęcia od roku 1983 do roku 1997 przedstawia rysunek 5.



Rys 5. Wydajność C.U.W. (III galeria studni) w Zawadzie w latach 1983÷1997 w m^3/h

W lipcu 1993 roku na zlecenie użytkownika przeprowadzono renowację chemiczną dwóch losowo wybranych studni – studni numer 6z' i 12z'. Prace te miały na celu m.in. Ocena skuteczności proponowanej metody.

W październiku 1993 roku na zlecenie tego samego przedsiębiorstwa zakład z Koszalina przeprowadził prace renowacyjne studni Nr 10z' i 15z'. W czerwcu 1994 roku na zlecenie użytkownika ten sam zakład przeprowadził prace renowacyjne studni Nr 5z', 7z', 13z', 16z', 19z', 20z' i 22z' na terenie Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie k. Zielonej Góry. Zakres przeprowadzonych badań i prac renowacyjnych był identyczny z pracami przeprowadzonymi przez tą samą brygadę w październiku 1993 r.

W wyniku przeprowadzonych prac renowacyjnych nastąpiła poprawa parametrów eksploatacyjnych wszystkich studni.

Studnie Nr 14z' i 18z' odnawiała niemiecka firma Nocon stosując metodę ciśnieniową, która w znaczny sposób nie poprawiła parametrów eksploatacyjnych studni. Jak widać na przedstawionym powyżej wykresie (rys. 5) wydajność całego ujęcia, III galerii studni, stopniowo zmniejszała się, bezpośrednio po renowacji, w marcu 1994 roku wzrosła do przeszło 640 m³/h. Jednak w miarę upływu czasu wydajność stopniowo zmniejszała się, by w maju 1998 roku osiągnąć wartość 135 m³/h.

5. WNIOSKI

Historia Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie k. Zielonej Góry pokazuje, ile lat pracowały studnie położone w nowym terenie, a ile studnie w terenie częściowo zakolmatowanym (odległość 6÷10 m.) od poprzednich studni :

- I galeria studni – teren nowy, czas pracy studni - 6,5 roku,
 - II galeria studni – teren częściowo zakolmatowany - 7 lat,
 - III galeria studni – teren częściowo zakolmatowany - 15 lat.
- 1) Niewłaściwie, do wielkości ziaren warstwy wodonośnej, dobrana obsypka spowodowała zasypywanie filtrów
 - 2) W wyniku przeprowadzonych w 1993 roku prac renowacyjnych nastąpiła znaczna poprawa wydajności studni III galerii. Jednak ponowne zmniejszanie się wydajności studni stanowić będzie sygnał do podjęcia decyzji o wykonaniu kolejnych studni zastępczych, gdyż ewentualne ponowne prace renowacyjne ze względu na krótki okres poprawy wydajności studni nie rokuja uzyskania znaczącej poprawy warunków eksploatacyjnych. Im dalej od I galerii odwiercano studnie tym dłuższy był czas ich pracy – teren mniej zakolmatowany.
 - 3) Należy również rozważyć inną lokalizację ujęcia wód podziemnych dla miasta.

6. LITERATURA

- [1] BUNDZ M.: *Sprawozdanie z przebiegu robót i badań terenowych związanych z przeprowadzaniem remontem 22 studni* (1971).

- [2] BUNDZ M.: *Sprawozdanie z przebiegu prac i badań związanych z odwierceniem 22 studni zastępczych na I etapie C.W.U. w Zawadzie* (1972).
- [3] BUNDZ M.: *Dokumentacja hydrogeologiczna dla obszaru w rejonie C.W.U. w Zawadzie (III etap)* (1969).
- [4] GRACZYK B.: *Sprawozdanie z przeprowadzonych prac renowacyjnych studni odwierconych na terenie C.W.U. dla Zielonej Góry* (1994)
- [5] WRÓBEL I.: *Wody podziemne Środkowego Nadodrza i problemy ich ochrony* (1989).

Teresa Lidia NOWAK*

DOBÓR MATERIAŁU PRZEWODÓW DO BUDOWY INSTALACJI WEWNĘTRZNYCH

Abstract

The comparative analysis of pipes of different systems for cold and warm water supply are shown in this work.

1. WSTĘP

Na polskim rynku pojawiło się ostatnio wiele systemów rur do wody zimnej i ciepłej. Mają one aprobaty techniczne, dopuszczenia PZH, mają wieloletnią trwałość, jednak różnią się między sobą surowcem, z którego są wykonane, sposobem łączenia, warunkami zastosowania oraz ceną.

Czym należy kierować się przy wyborze technologii rur? Jakie kryteria są podstawą wyboru danej technologii?

Kryteriami tymi są:

- sposób montażu przewodu,
- właściwości materiału, pozwalające uzyskać niezawodność pracy systemu (trwałość, szczelność połączeń),
- koszty.

2. PODSTAWOWE DANE TECHNICZNE

Popularnymi materiałami używanymi do budowy instalacji wody zimnej i ciepłej są:

- stal,
- miedź, Cu
- polichlorek winylu, PCW
- polipropylen, PP
- polibutylen, PB
- polietylen usieciowany, PEX

2.1 Rury stalowe

Rury stalowe ocynkowane stosuje się obecnie bardzo rzadko, ponieważ trwałość takiej instalacji nie przekracza 10 lat ze względu na agresywność korozyjną wody wodociągowej, dużą chropowatość wewnętrzną i szybkie narastanie kamienia. Również kłopotliwy jest montaż rur, połączenia gwintowane.

2.2 Rury miedziane

Przy wyborze rur miedzianych do instalacji muszą być sprawdzone kryteria składu fizykochemicznego wody wodociągowej. Są to:

- odczyn wody, większy niż 7.0 pH,
- stosunek zasadowości ogólnej do stężenia jonów siarczanowych, większy niż 2,
- stężenie jonów amonowych, mniejsze niż 0.5 mg/dm^3 .

Łączenie rur wykonuje się poprzez lutowanie kapilarne. Między rurą a łącznikiem istnieje szczelina o szerokości $0,02 \text{ mm} - 0,2 \text{ mm}$. W trakcie lutowania, dzięki małej szczelinie następuje zassanie lutu do wnętrza całej szczeliny.

Proces wykonania jest żmudny, ponieważ ważne jest aby :

- dobrać i przestrzegać zakresu temperatur dla danego lutu,
- dokładnie nałożyć topnik na powierzchnię końca bosego,
- dokładnie centrycznie ułożyć rurę i złączkę,
- kontrolować zassanie lutu w szczelinie złącza,
- usunąć resztki topnika z obszaru złącza natychmiast po wykonaniu lutowania.

Oprócz tego, aby instalacja z miedzi działała sprawnie, musi być zainstalowany filtr mechaniczny na dopływie wody oraz prędkość przepływu wody w instalacji nie może przekraczać $1,5 \text{ m/s}$. Instalacja nie może być także bezpośrednio połączona z elementami stalowymi i aluminiowymi. Powyższe warunki muszą być spełnione, aby w trakcie eksploatacji nie została uszkodzona wewnętrzna powłoka rury i aby nie zapoczątkowało to wystąpienia korozji. Instalacja z miedzi ma wiele zalet:

- trwałość do 40 lat,
- koszt porównywalny z tworzywami,
- odporność na przekraczanie temperatur

oraz wady:

- pracochłonny montaż,
- wrażliwość na skład wody,
- zakaz łączenia ze stalą i aluminium.
- wydłużalność liniowa 1,5 razy większa niż rur stalowych,
- konieczność wykonywania prób ciśnieniowych.

Pozostałe systemy rur to systemy z tworzyw sztucznych. Charakteryzują się one głównie:

- małym ciężarem,
- całkowitą odpornością na korozję,
- odpornością na zarastanie kamieniem,
- niską chropowatością, gładkością rur,
- łatwością łączenia z innymi technologiami,
- bezawaryjnością,

2.3 Rury z PCV

Do wody zimnej i ciepłej zalecany jest chlorowany polichlorek winylu CPCV. Łączenie elementów przebiega bardzo szybko, klejenie na zimno przy pomocy kleju agresywnego. Zalety tej technologii:

- niska cena,
- łatwość łączenia bez specjalistycznego sprzętu,
- odporność na bardzo wiele związków chemicznych,
- niska przepuszczalność cieplna.

Wady:

- kruchość, szczególnie w temperaturze poniżej 0°C,
- mała wytrzymałość na zmiany ciśnienia i temperatury,
- duża ilość połączeń (rury w sztangach),
- konieczność stosowania kompensacji wydłużeń,
- ograniczona prędkość przepływu wody do 1.5 m/s,
- konieczność zabezpieczenia przed uderzeniami hydraulicznymi.

2.4 Rury z polipropyleny PP

Jest to tworzywo termoplastyczne, które łączy się za pomocą zgrzewania polifuzyjnego, lub złączek elektrooporowych. Materiał ten ma wiele zalet:

- absolutna szczelność połączeń,
- wysoka temperatura pracy ciągłej,
- duża wytrzymałość na zmiany temperatury,
- trwałość do 50 lat,

Wady:

- bardzo duża wydłużalność, konieczność kompensowania wydłużeń,
- pracochłonny montaż przy pomocy specjalistycznego sprzętu,
- mała elastyczność materiału, duża ilość połączeń,

- mniejsza od PEX i PB odporność na pelzanie.

2.5 Rury z polibutylenu PB

To również materiał termoplastyczny, produkowany w zwojach, mający niewielkie wydłużenia termiczne. Stosuje się połączenia zaciskowe, lub zgrzewanie polifuzyjne i elektrooporowe. Zalety:

- bardzo szybki i prosty montaż przy złączkach zaciskowych, bez żadnych narzędzi,
- giętkość rury pozwalająca stosować ekonomiczną technikę instalacyjną,
- odporność na wysokie temperatury,
- bardzo duża stabilność materiału,
- trwałość materiału, pewność połączeń,
- duża stabilność (lepszą od PEX i PP) na pelzanie,
- dopuszczalne stężenie chloru w wodzie 2 mg/l . Przy dużym stężeniu chloru w wodzie i podwyższonej temperaturze spada żywotność instalacji.

2.6 Polietylen usieciowany PEX

Materiał ten ma pamięć kształtu, dzięki temu można wykonać połączenia zaciskowe. Rura powróci do swego pierwotnego wymiaru nawet w temperaturze -15°C . Łączenie polega na stopniowym powiększaniu średnicy końcówki rury PEX, nałożeniu rozszerzonej końcówki rury na króciec złączki i samoistnym obkurczeniu się na złączce lub poprzez dodatkowe założenie tulei zaciskowej lub zacisku z gwintem na obkurczoną końcówkę. W skład systemu, obok rur, wchodzi zestaw łączników wykonanych z odcynkowanego mosiądzu. Rura występuje głównie w formie zwoju, eliminuje się tym sposobem wiele połączeń. Niektóre połączenia są rozłączne. Zalety tej technologii to:

- szybkie, absolutnie pewne wykonanie połączenia),
- bezpieczne ukrycie rur pod podłogą, w bruzdach, lub szachtach instalacyjnych,
- odporność na niskie i wysokie temperatury (praca w temperaturach od -40°C do $+95^{\circ}\text{C}$),
- wysoka elastyczność rury (tłumienie dźwięków i uderzeń hydraulicznych),
- zdolność samokompensacji wydłużeń,
- rury w zwojach, eliminacja kolan,
- prędkość przepływu wody do 6 m/s.
- Ten system ma pewne wady:
- konieczność korzystania ze specjalistycznego sprzętu do kielichowania rur i zaciskania złązek,
- wysoki koszt połączeń mosiężnych.

Rury tworzywowe mają duże wydłużenia cieplne i muszą być gęsto mocowane. Dzięki przekładkom z aluminium eliminuje się wadę, jaką jest duża wydłużalność termiczna, a otrzymuje się stabilną rurę o takich właściwościach jak rura wyjściowa. Może być stabilizacja rury z PP lub PE usieciowanego. Przykładem rury stabilizowanej jest rura wielowarstwowa Geberit Mepla, PEX-AL-PEHD. Łączenie jej realizuje się przy pomocy złączek mosiężnych lub z brązu. Zalety tego systemu:

- małe wydłużenia, porównywalne z miedzią,
- łatwość gięcia,
- rura w zwoju,
- dobra elastyczność rury,
- pewność połączeń,
- trwałość 50 lat,
- wszystkie zalety PEX.

Wady:

- drogie rury i złączki.

Ponieważ systemy z rur stabilizowanych są wyraźnie droższe od pozostałych pominięto je w tych rozważaniach.

3. PORÓWNANIE SYSTEMÓW

W poniższej tabeli przedstawiono wybrane parametry poszczególnych systemów rur.

TABELA 1

Parametry techniczne rur

	stal	miedź	PCW	PP	PB	PEX
Gęstość, g/cm ³	7,60	8,93	1,56	0,90	brak danych	0,94
Przewodność cieplna, W/m ² °C	46	384	0,15	0,21	brak danych	0,35
Rozszerzalność cieplna, 10 ⁶ /°C	12	16,9	61,2	180	130	140
Moduł sprężystości E, MPa	2000	1200	3700	1000	340	600
Chropowatość wewnętrzna, mm	0,15	0,01	0,001	0,007	0,007	0,005
Temperatura pracy, °C	0 - 100	20 - 100	0 - 90	0 - 90	20 - 60	-40 - +95
Zalecana prędkość, m/s	1,5	1,5	1,5	2,0	4,0	4,0
Flora bakteryjna, %	7,5	1,5	16	95	3,5	33

Ważnym czynnikiem jest elastyczność rur, zależy to od modułu sprężystości. Im materiał ma większy moduł to mamy:

- możliwość układania rur z węża, redukuje to ilość kolan i złączy,
- odporność materiału na zamarzanie i odmarzanie wody,
- odporność na uderzenia,
- zdolność tłumienia drgań.

Najlepszym materiałem pod względem elastyczności jest PB, bardzo dobrym PEX, dobrym PP, najgorszym PCW.

Ważnym czynnikiem związanym z doбором materiału jest zagadnienie jakości i wpływu przewodów na wodę. Ilości bakterii będą zależały od sposobu eksploatacji sieci i instalacji, od temperatury wody. Jednak największe, ale nie mające wpływu na zdrowie ilości mikroorganizmów, mogą się namnażać w polipropylenie. Najlepszym materiałem, hamującym rozwój mikroorganizmów jest miedź i PB.

Tworzywa sztuczne są też mało odporne na bezpośrednie działanie promieniowania ultrafioletowego. Najlepiej wytrzymałe jest PCW, najgorzej PP, PEX i PB zachowują się podobnie.

Duża wydłużalność rur tworzywowych to również konieczność stosowania kompensatorów lub kompensacji naturalnej. Najmniejszą wydłużalność ma PCW, większą ale porównywalną PEX, PB i PP.

Koszt systemu to decydujące kryterium. Jednak jest ono brane pod uwagę zbyt powierzchownie. Bierze się pod uwagę koszt zakupu pojedynczych rur i kształtek, zapomina się natomiast o kosztach montażu i cenie całkowitej oraz o kosztach przyszłej eksploatacji. Wybranie taniego materiału pozwala na uzyskanie oszczędności w danej chwili, wybranie droższego, na ogół lepszej jakości, pociąga za sobą wyższe koszty. Jednak w praktyce okazuje się, że w pierwszym przypadku koszty napraw, zdarzające się częściej, są na ogół wyższe niż w przypadku drugiej technologii. Najtańszą technologią jest PCW, najdroższą PEX.

Poniżej zamieszczono tabelę, pozwalającą uszeregować systemy rur zgodnie z wybranymi kryteriami, od najlepszego do najgorszego.

TABELA 2

Analiza rur – różne kryteria

Łatwość montażu	PB	PEX	PCW	PP	miedź	Stal
Niezawodność pracy	PEX,	PB,	PP	miedź	PCW	Stal
Elastyczność	PB	PEX	PP	PCW	Stal	miedź
Koszt	PCW	Stal	PP	PB	miedź	PEX

Wybór jednego systemu nie jest łatwy. Autor poleca PEX jako system najpewniejszy, najtrwalszy, ale nie najtańszy.

4. LITERATURA

Prospekty producentów systemów rur z miedzi, PCW, PP, PB, PEX.

Teresa Lidia NOWAK*

STUDNIE KANALIZACYJNE

Streszczenie

W pracy przedstawiono analizę zastosowania studni kontrolnych do kanalizacji grawitacyjne z tworzyw sztucznych i betonu, opartą na prospektach producentów oraz doświadczeniu autora.

1. WSTĘP

Ostatnie lata to gwałtowny postęp we wdrażaniu tworzyw sztucznych w projektowaniu i wykonawstwie sieci kanalizacyjnych.

O ile wybór rodzaju rur do sieci kanalizacyjnej, posiadających częściowo aprobaty techniczne, a częściowo objętych normami, nie napotyka większych trudności, o tyle wybór studzienki kanalizacyjnej jest trudny. Brak jest pełnych danych o stosowaniu i zabudowie różnych rodzajów studni, brak jest pełnych aprobat technicznych i norm. Wybór studni jest niezmiernie ważny, ponieważ ich lokalizacja w terenie przypada głównie na jezdnie, podjazdy i parkingi. W takich miejscach, w trakcie wykonawstwa sieci, przerywa się ciągłość warstw konstrukcyjnych nawierzchni. W takich miejscach nawet drobne niedokładności wykonawstwa lub konieczność wymiany studni mogą doprowadzić do zmniejszania komfortu użytkowania drogi oraz do uszkodzenia jezdni. Naprawa ich jest trudna i wymaga czasowego wyłączenia części drogi z ruchu. W związku z tym, wybór dobrej, trwałej studni i poprawne jej zamontowanie w terenie jest ważne.

Poniżej przedstawione są pewne charakterystyczne parametry studni i warunki ich zastosowania, w zależności od materiału z jakiego są wykonane.

2. TYPY STUDNI

Obecnie stosowane są w kanalizacji trzy typy studni.

2.1 Studnie inspekcyjne o średnicy ϕ 315 mm i ϕ 425 mm

Są to studnie, do których, ze względu na średnicę wewnętrzną, niemożliwe jest wejście obsługi i niemożliwe jest wprowadzenie kamery na standardowym wózku. Również ograniczenia występują przy czyszczeniu sieci. Te studnie można stosować głównie na przyłączach domowych i do przewietrzania sieci kanalizacyjnej.

2.2 Studnie kontrolne o średnicy ϕ 625mm i ϕ 800 mm

Są to obiekty o wysokości maksymalnie do 3.0 metrów. Stosuje się je jako studzienki przelotowe i połączeniowe, nie występuje przy nich możliwość wejścia obsługi do środka, ale istnieje możliwość wykonywania przeglądów sieci i jej przewietrzania.

2.3 Studnie kontrolne o średnicy ϕ 1000 mm – 1600 mm

Są to obiekty o dowolnej wysokości, o najszerszym zakresie zastosowania na sieci kanalizacji rozdzielczej, ogólnospławnej i na przyłączach. Lokalizowane są praktycznie co 50m - 80m. Występuje tutaj możliwość wejścia obsługi do środka, możliwość wykonywania przeglądów sieci każdym sprzętem, możliwość czyszczenia, napraw i renowacji sieci.

Wśród tych najczęściej stosowanych studni, możemy wydzielić dwa typy, w zależności od użytego do produkcji materiału, studnie z tworzyw sztucznych (PE i innego tworzywa) i studnie betonowe lub żelbetowe.

3. STUDNIE Z TWORZYW SZTUCZNYCH

Studnie te posiadają tylko aprobaty techniczne, gdyż nie spełniają wszystkich warunków normy, najczęściej mają średnicę 1.0m. Mogą być wykonane z różnych tworzyw, takich jak PVC-U, PP, PE, żywice epoksydowe z włóknem szklanym.

Są to obiekty o wielu zaletach.

3.1 Zalety

Studnie te mają bardzo wiele zalet.

1. Składają się z lekkich, prefabrykowanych elementów, o regulowanej wysokości, łączonych przy pomocy uszczelek elastomerowych.
2. Są łatwe do montażu, już przy dwóch osobach, bez użycia urządzeń dźwigowych.
3. Po montażu są szczelne i uniemożliwiają przenikanie korzeni do wnętrza studni.
4. Mają gotowy element denny, z jednym, trzema lub pięcioma dopływami o średnicy od 110 mm do 400 mm, o spadku dna kinety od 1,5 % do 2,0 %.
5. Są odporne na ścieranie i na wysoką temperaturę ścieków (max. 70 °C) oraz są odporne na bardzo wiele związków chemicznych, zawartych w ściekach.

3.2 Wady

Studnie te mają jednak wady, które zmuszają nas do wnikliwego ich przeanalizowania.

1. Włączenie kanałów, dochodzących do prefabrykowanych studni, musi odbywać się przy użyciu łuków, czyli dodatkowych kształtek, szczególnie, jeśli kineta jest z trzema lub pięcioma dopływami, skierowanymi pod kątem 135 stopni do odpływu. Nie jest to pożądane rozwiązanie przy przepływach grawitacyjnych, zwiększa się liczba połączeń, t.j. najsłabszych miejsc w sieci.
2. Są ograniczenia przy wykonywaniu dodatkowych włączeń bocznych do istniejących studni. Nie można tego zrobić w obrębie kinety oraz w miejscach uźebrowania ścianki bocznej. Element denny zawiera pustkę pod spocznikiem, w obrębie kinety i włączenie boczne jest możliwe tylko powyżej. Często występujące poziome uźebrowanie studni jest gęste, można między żebrami wykonać włączenia boczne, ale o maksymalnej średnicy 160 mm.
3. Studnie z tworzyw prefabrykowane są produkowane o maksymalnej średnicy wlotów do 400mm.
4. Studnie wymagają starannego dobrania materiału na podsypkę i obsypkę oraz dokładnej ich stabilizacji w gruncie, na szerokości do 30 cm, szczególnie przy występowaniu wód gruntowych.
5. Nie powinno się stosować tych studni z tworzyw sztucznych, które mają wprowadzić aprobatę techniczną, ale których grubość ścianki jest mała, np. wynosi 6mm – 8mm przy PE. Wówczas ścianka nie jest sztywna, jest wiotka i przy złym wykonaniu obsypki wokół studni, w gruncie pojawiają się naprężenia, powodujące pękanie studni, a w najlepszym wypadku wyboczenie elementu i rozszczelnienie na uszczelce. Jest to bardzo niebezpieczne w sytuacji występowania wód gruntowych.
6. Stosowanie studni z tworzyw sztucznych na terenach występowania wód gruntowych jest niebezpieczne. Są lekkie, muszą być zabezpieczone przed siłami wyporu. Niektórzy producenci zalecają wówczas dociążenie studni poprzez montaż dolnego elementu, wypełnionego betonem. Producenci kinet z żywicy i włókna szklanego każą kinetę obetonować, natomiast należy zawsze, zgodnie z wytycznymi, ustabilizować obsypkę wokół studni poprzez wprowadzenie domieszek cementowych do piasku. Wszystkie te metody są pracochłonne, podnoszą bardzo koszt wykonania oraz nie zawsze są skuteczne.
7. Studnia z tworzyw sztucznych musi mieć płytę i pierścień odciażający lub musi być zakończona teleskopem, aby nie nastąpiło przenoszenie obciążeń dynamicznych na studnię i kanały. Spowoduje to ich uszkodzenie.
8. Produkcja studni z tworzyw odbywa się poza Polską, często wydłużony jest czas oczekiwania na potrzebne elementy.
9. Studnie dobre, pewne, tzn. o odpowiedniej sztywności ścianki, o dobrym zabezpieczeniu przed siłami wyporu, o dobrym zabezpieczeniu przed obciążeniami dynamicznymi są drogie i znacząco podnoszą koszt łączny całej kanalizacji.

4. STUDNIE BETONOWO - ŻELBETOWE

Studnie te posiadają aprobaty techniczne i są wykonane z betonu wysokiej jakości, klasy nie niższej niż B 45. Są to obiekty o wielu zaletach.

4.1 Zalety

1. Wykonane są z betonu mrozoodpornego, wodoszczelnego i mało nasiąkliwego (poniżej 4 %), nie występuje więc konieczność zastosowania izolacji zewnętrznej.
2. Składają się z prefabrykowanych, gotowych elementów o różnej wysokości, co umożliwia szybki montaż na placu budowy.
3. Łączone są na uszczelkę, są więc szczelne i uniemożliwiają przenikanie korzeni do wnętrza (dokładność wykonania elementów betonowych do 1,5 mm).
4. Są sztywne, wytrzymałe, nie ma niebezpieczeństwa pęknięcia ścianki, czy rozszczelnienia w obrębie uszczelki.
5. Producenci dostarczają krąg dolny z gotową kinetą pod konkretne potrzeby projektu (wykładzina z betonu, cegły, polimerobetonu lub płytek klinkierowych), przejście szczelne dla dowolnego rodzaju rur z dokładnością kątową 1 stopień i tolerancją montażu w pionie 1 mm, nie ma więc konieczności stosowania dodatkowych łuków na zewnątrz studni.
6. Występuje możliwość wykonania włączenia kanału bocznego o dowolnej średnicy i na dowolnej wysokości w istniejącej studni betonowej.
7. Mogą być stosowane na kanałach o średnicy do 1000 mm.
8. Nie wymagają specjalnych, dodatkowych czynności przy stabilizacji w gruncie nawodnionym.
9. Studnie betonowe nie ulegają zniszczeniu pod wpływem piasku, znajdującego się w ściekach, są odporne na ścieki o dowolnej temperaturze oraz są odporne na bardzo wiele związków chemicznych, dostających się do kanalizacji, ich czas eksploatacji jest związany z procesem starzenia się betonu i może wynosić nawet 100 lat.
10. Występuje bardzo szybka dostawa elementów na plac budowy, ze względu na produkcję elementów w kraju.
11. Studnie z betonu są dużo tańsze w porównaniu ze studzienkami z tworzyw sztucznych, przy zachowaniu porównywalnych parametrów technicznych.

4.2 Wady

Studnie te mają tylko jedno ograniczenie. Są stosunkowo ciężkie i dlatego do ich montażu niezbędny jest dźwig. Stwarza to trudności w terenie mocno zagospodarowanym i na obszarze podmokłym.

5. PODSUMOWANIE

Sieć kanalizacji grawitacyjnej jest droga. Przy doborze elementów należy uwzględnić koszty studzienek. W wielu sytuacjach możemy zastosować studzienki z kręgów betonowych, z betonu B45, łączone na uszczelkę i uzyskamy trwałe i dobre rozwiązanie kanalizacji. Natomiast tam, gdzie utrudniony jest dostęp ciężkim sprzętem i musimy inwestycję prowadzić bardzo szybko, należy przeanalizować zastosowanie studzienek z tworzyw sztucznych.

6. LITERATURA

Prospekty producentów rur z tworzyw sztucznych WAVIN, ROMOLD, MABO TURLEN, UPONOR, REHAU, HOBAS, BS, STEINRISSE.

Mirosław MAKOWSKI, Sylwia MYSZOGRAJ*

WYKORZYSTANIE OZNACZENIA AKTYWNOŚCI DEHYDROGENAZ OSADU CZYNNEGO DO KONTROLI PROCESU OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

Streszczenie

Zmiana aktywności enzymatycznej osadu czynnego spowodowana zmianą parametrów ścieków, dopływem składników hamujących dehydrogenację lub przekształceniem się biocenozy osadu czynnego, prowadzi do zmiany szybkości poboru tlenu przez osad czynny oraz liczebności bakterii. Wymienione czynniki mają bezpośredni wpływ na efekt oczyszczania ścieków. Korzystne dla technologii prowadzenia procesu osadu czynnego byłoby wykorzystanie oznaczenia, które w prosty i szybki sposób pozwalałoby na jego ocenę. Oznaczeniem takim może być test TTC, którego wynik jest miarą aktywności dehydrogenaz osadu czynnego. W pracy przedstawiono wyniki badań laboratoryjnych nad oceną aktywności osadu czynnego mierzoną testem TTC.

1. WSTĘP

Pełna ocena i kontrola procesu oczyszczania ścieków osadem czynnym powinna uwzględniać i wiązać wszystkie towarzyszące mu zjawiska: zmianę właściwości fizyczno-chemicznych oczyszczanych ścieków, parametry techniczne procesu, własności fizyczne i biochemiczne oraz skład ilościowy i jakościowy biocenozy osadu czynnego [J. Przewłocki, 1970]. Uzyskanie pełnej, specjalistycznej analizy, zwłaszcza ilościowych i jakościowych oznaczeń mikrobiologicznych jest bardzo czasochłonne, a otrzymane wyniki dają obraz procesu zwykle za późno by móc nim właściwie sterować. Dlatego też szybka ocena aktywności osadu czynnego, której wynik pozostaje w ścisłym związku z liczebnością flory bakteryjnej może wpłynąć korzystnie na ocenę prowadzonych procesów oczyszczania ścieków.

Podstawową funkcją mikroorganizmów osadu czynnego jest utlenianie zawartych w ściekach substancji organicznych do związków mineralnych. O przebiegu tego procesu decyduje aktywność enzymów łańcucha oddechowego bakterii. W oddychaniu

tlenowym odłączany od utlenianego substratu atom wodoru jest przenoszony przez łańcuch oddechowy na końcowy akceptor, jakim jest tlen. Pierwszymi enzymami łańcucha oddechowego są dehydrogenazy, które katalizują odłączanie atomów wodoru od substratów. Zatem aktywność enzymów (dehydrogenaz) może służyć jako wskaźnik aktywności mikroorganizmów osadu czynnego [J. Gańczarczyk, 1969]. *Lenhard* [J. Przewłocki, 1970] zaproponował wykorzystanie chlorku trójfenylo-tetrazoliowego (TTC) do pomiaru aktywności dehydrogenaz flory bakteryjnej. Jedną z pierwszych prac, gdzie zastosowano test TTC do określenia aktywności biochemicznej osadu czynnego są badania *Buckseega* i *Thiele'a* (1959 i 1964), *Farkas'a* (1967-1968) oraz *Forda*, *Yanga* i *Eckenfeldera* (1966) [G. Buraczewski, 1994].

W badaniach przeprowadzonych przez wyżej wymienionych autorów obserwowano zmiany aktywności dehydrogenaz osadu czynnego w zależności od temperatury prowadzenia procesu oczyszczania ścieków.

2. MATERIAŁY I METODY BADAŃ

Zmiany aktywności osadu czynnego przebadano w zakresie od 10 do 37°C, w przedziałach co 3°C. Próbkę osadu czynnego, w których oznaczano aktywność mikroorganizmów osadu czynnego testem TTC pobierano z modelowego układu oczyszczania ścieków w warunkach ich ciągłego przepływu. Do badań wykorzystano ścieki syntetyczne o składzie zbliżonym do typowych ścieków bytowo-gospodarczych, co zagwarantowało stabilny przebieg procesu oczyszczania ścieków osadem czynnym z pominięciem przypadkowych błędów wynikających ze zmiany składu ilościowego i jakościowego ścieków. W badaniach zastosowano osad czynny pobrany z oczyszczalni ścieków miejskich w Zielonej Górze, który adaptowano do pracy w układzie przez okres 14 dni.

2.1 Charakterystyka ścieków stosowanych w badaniach

Oczyszczaniu poddawano ścieki syntetyczne, których zanieczyszczenia organiczne modelowano przy użyciu skrobi, glukozy i glutaminianu sodu, a jako źródło azotu nieorganicznego zastosowano chlorek amonu. Skład ścieków opracowano w oparciu o dane doświadczalne podane przez Mikscha [K. Miksch, 1993] oraz badania własne (Tab. 1). Partię ścieków o objętości 5 dm³ przygotowywano codziennie. Parametry jakości ścieków syntetycznych przedstawiono w tabeli 2. Charakterystyczne stosunki dla opracowanego składu ścieków syntetycznych wynosiły:

- $P/BZT_5 = 0,035$
- $N/BZT_5 = 0,156$
- $ChZT/BZT_5 = 2,26$

TABELA 1

Skład ścieków użytych w badaniach

Lp.	Składnik	mg/dm ³
1.	NH ₄ Cl	95
2.	Na ₂ CO ₃	100
3.	FeSO ₄ ·7H ₂ O	7,5
4.	KH ₂ PO ₄	50
5.	NaCl	50
6.	CaCl ₂ · 2H ₂ O	10
7.	MgSO ₄ · 7H ₂ O	140
8.	NaHCO ₃	125
9.	MnSO ₄ ·H ₂ O	0,0675
10.	CuSO ₄	0,00425
11.	NaMoO ₄ · 2H ₂ O	0,00242
12.	ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0,07
13.	skrobia	100
14.	glukoza	240
15.	glutaminian sodu	250

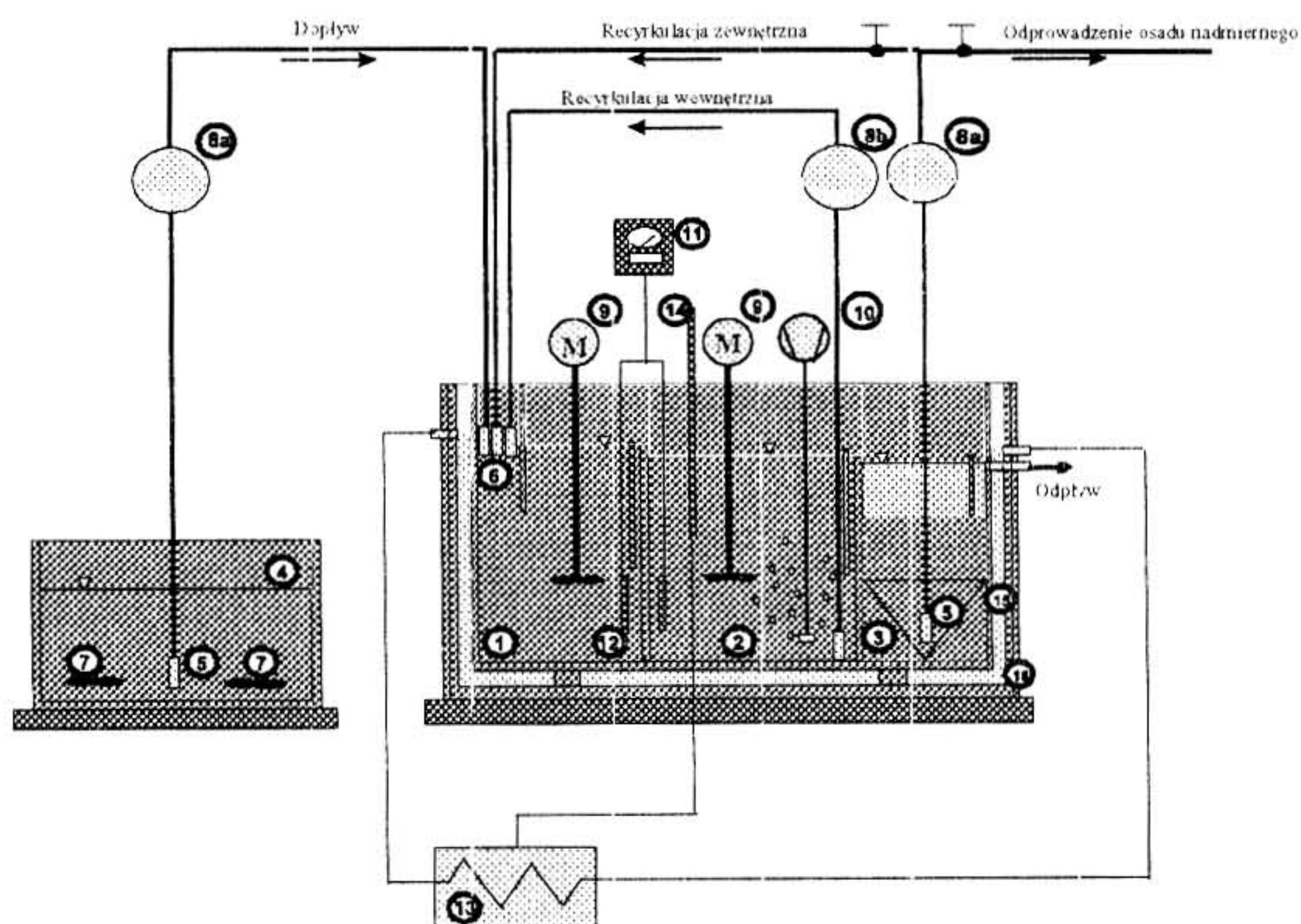
TABELA 2

Parametry fizykochemiczne ścieków użytych w badaniach

Lp.	Parametr	Jednostka	Ścieki syntetyczne
1.	pH	-	7,33
2.	Zasadowość	mval/dm ³	4,5
3.	Sucha pozostałość	mg/dm ³	1132,0
4.	Substancje rozp.	mg/dm ³	818,0
5.	Zawiesina ogólna	mg/dm ³	314,0
6.	Azot amonowy	mgN-NH ₄ ⁺ /dm ³	31,0
7.	Azotany	mgN-NO ₃ ⁻ /dm ³	0,0
8.	Azotyiny	mgN-NO ₂ ⁻ /dm ³	0,0
9.	Azot organiczny	mgN/dm ³	20,0
10.	Azot całkowity	mgN/dm ³	51,0
11.	Fosforany	mgPO ₄ ³⁻ /dm ³	35,0
12.	Chlorki	mg Cl ⁻ /dm ³	100,0
13.	ChZT	mgO ₂ /dm ³	736,0
14.	BZT ₅	mgO ₂ /dm ³	326,0

2.2 Stanowisko badawcze

Badania przeprowadzono z wykorzystaniem stanowiska badawczego przedstawionego na rys.1.



- | | |
|--|--|
| 1. Komora denitryfikacji | 9. Mieszadło wolnoobrotowe IKA Eurostar |
| 2. Komora nitryfikacji | 10. Kompresor |
| 3. Osadnik wtórny | 11. Miernik WTW MultiLine P4 |
| 4. Zbiornik zasilający | 12. Elektrody pomiarowe Cellox 325, Sen Tix 41 |
| 5. Zawór stopowy | 13. Termostat |
| 6. Zawór dawkujący | 14. Termometr kontaktowy |
| 7. Mieszadło magnetyczne | 15. Płaszcz wodny |
| 8a. Pompa membranowa ProMinent gamma G/4b1001 | 16. Izolacja termiczna |
| 8b. Pompa membranowa ProMinent gamma G/4b 1602 | |

Rys. 1 Schemat stanowiska badawczego

2.3 Zasada oznaczania aktywności osadu czynnego testem TTC

Aktywność osadu czynnego oznaczono za pomocą testu TTC (określającego stężenie dehydrogenaz odpowiadających za odwodorowanie zanieczyszczeń organicznych.) opracowanego przez Lenharda i Nourse'a oraz Eckenfeldera i Davisa, a zmodyfikowanego przez Przewłockiego [J. Przewłocki, 1970].

Test TTC polega na zastosowaniu chlorku trójfenylo-tetrazoliowego (TTC) do pomiaru aktywności dehydrogenaz flory bakteryjnej osadu czynnego w optymalnych warunkach.

Bezbarwny TTC jest akceptorem wodoru przenoszonego przez FADN. Pod wpływem wodoru bezbarwny TTC redukuje się do zabarwionego na czerwono trójfenylofurazonu (TF), którego zawartość mierzono kolorymetrycznie (miara aktywności dehydrogenaz). W każdej z badanych temperatur wykonano trzy niezależne oznaczenia aktywności dehydrogenaz w odstępach dwudniowych. Do analizy wpływu temperatury na aktywność dehydrogenaz przyjęto wartości średnie z trzech uzyskanych wyników.

3. WYNIKI

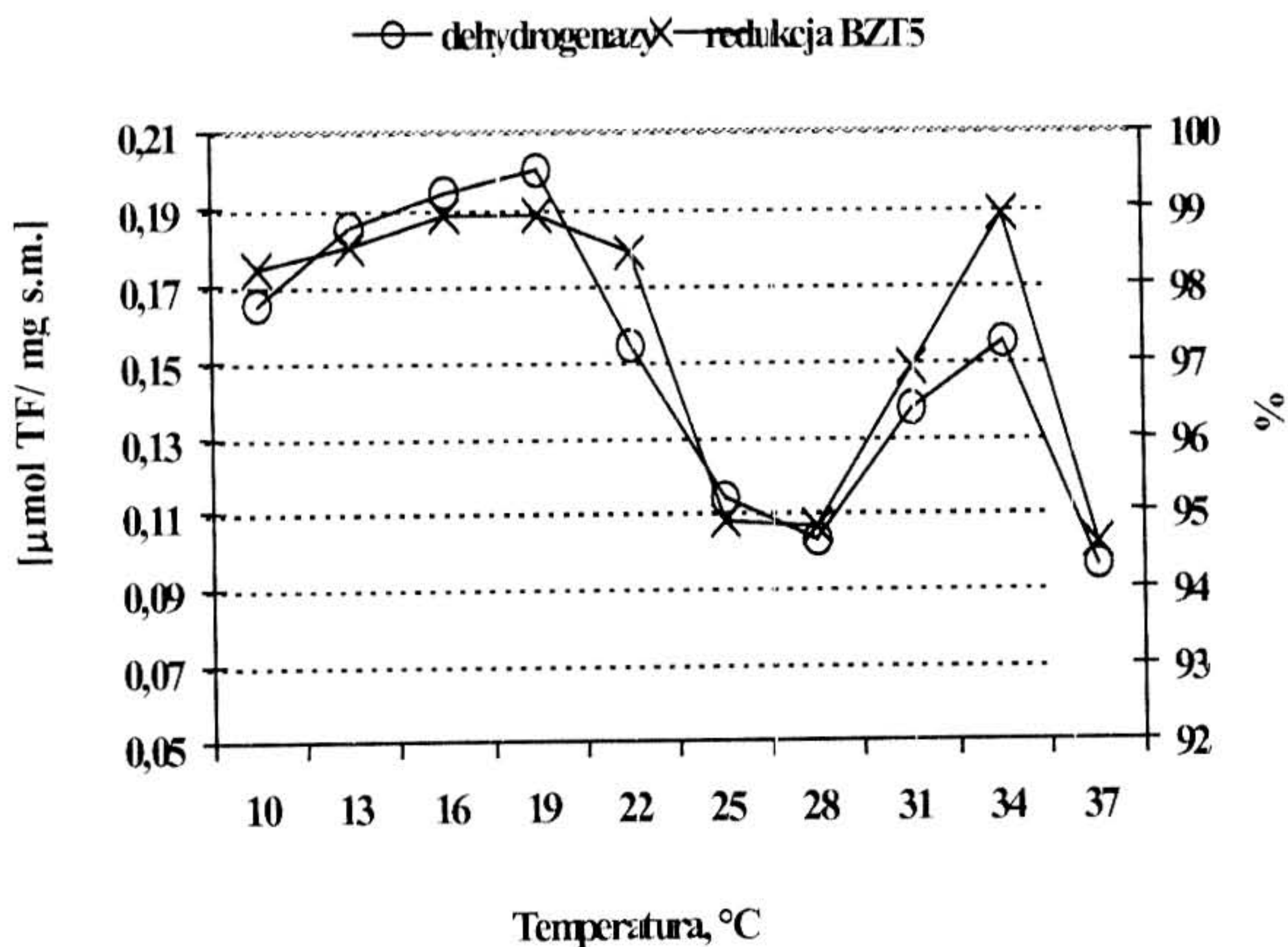
Zmiany aktywności dehydrogenaz osadu czynnego w zależności od temperatury i związanej z tym redukcję BZT₅ przedstawiono na rys. 2.

Aktywność osadu czynnego mierzona przemianą TTC w TF rosła w zakresach: 10-19°C (0,1647-0,1998 $\mu\text{mol TF mg s.m.o.}$) i 28-34°C (0,1031-0,1546 $\mu\text{mol TF /mg s.m.o.}$). W przedziale temperatur 34-37°C aktywność dehydrogenaz osadu czynnego malała osiągając w temperaturze 37°C wartość minimalną 0,0957 $\mu\text{mol TF /mg s.m.o.}$, co jednak zapewniło redukcję BZT₅ w 94,6%. Wg Przewłockiego [J. Przewłocki 1970] osad czynny o aktywności dehydrogenaz 0,05-0,120 $\mu\text{mol TF /mg s.m.o}$ pozwala na uzyskanie wysokiego stopnia usuwania zanieczyszczeń organicznych rzędu 77-94%. W przeprowadzonych badaniach uzyskano sprawność oczyszczania rzędu 94,6-98,9% (redukcja BZT₅) przy aktywności dehydrogenaz osadu czynnego 0,0957-0,1998 $\mu\text{mol TF /mg s.m.o.}$

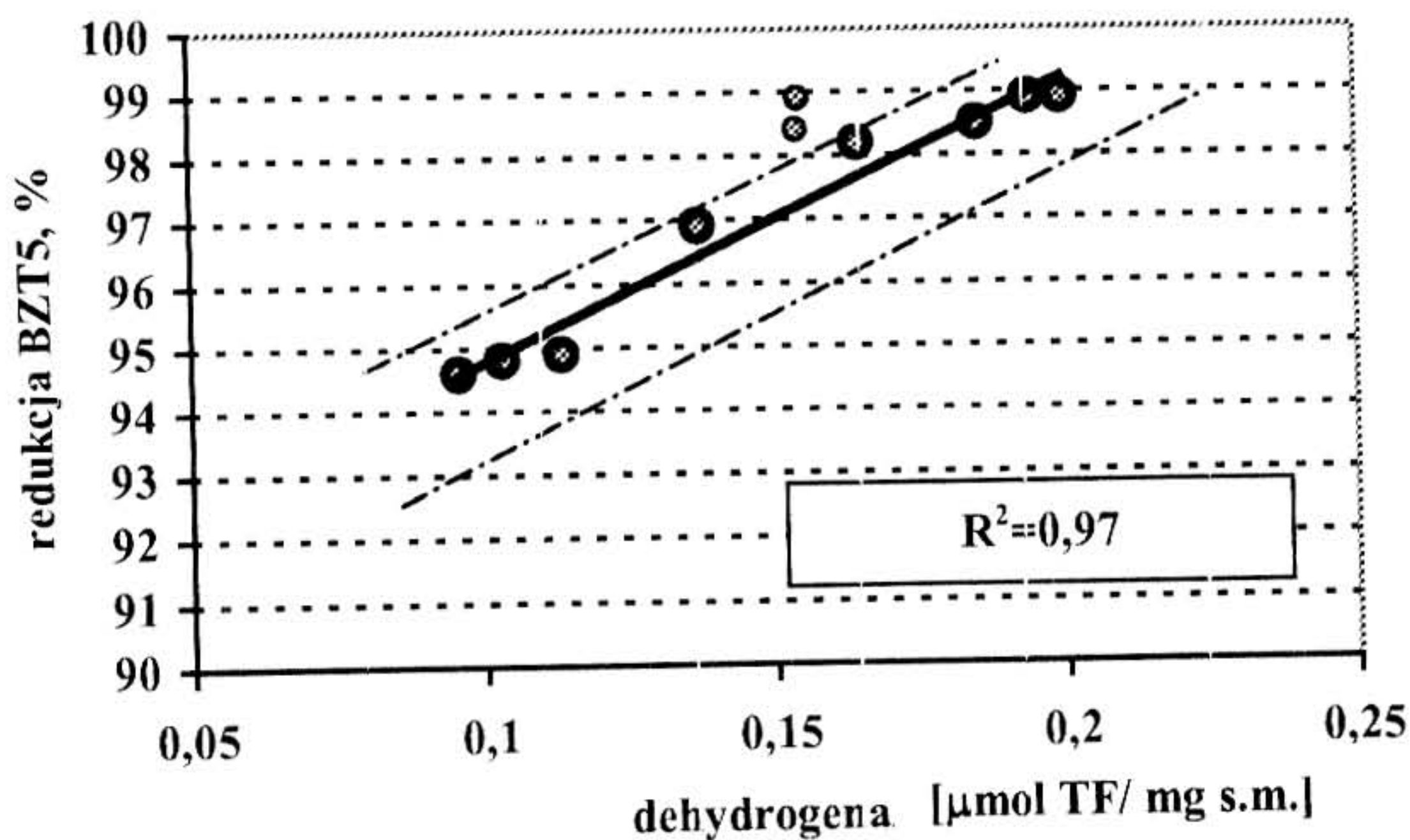
W obszarze temperatur 22-28°C stężenie TF malało. Zjawisko to można tłumaczyć tym, że w zakresie 22-25°C przebiega płynna granica adaptacji bezwzględnych psychrofilów do wyższych temperatur właściwych dla rozwoju względnych psychrofilów.

Na rys. 3 przedstawiono zależność stopnia redukcji BZT₅ od aktywności dehydrogenaz. Badania wykazały, iż istnieje ścisły związek między tymi wielkościami. Na podstawie uzyskanych wyników wykazano, że z dużą precyzją (stopień dopasowania $R^2 = 97\%$) można wyznaczyć liniową zależność aktywności dehydrogenaz osadu czynnego od stopnia redukcji BZT₅. Wykonując więc szybki test TTC można przewidzieć efektywność usunięcia ze ścieków substancji organicznych z dokładnością do 2%.

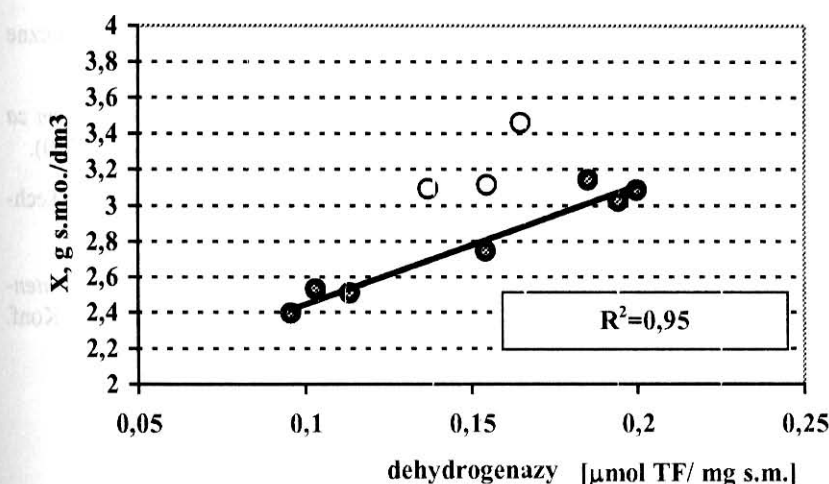
Na rys. 4 pokazano zależność stężenia masy osadu czynnego od aktywności dehydrogenaz, która ma również charakter funkcji liniowej. Stężenie TF, określające aktywność osadu czynnego jest wprost proporcjonalne do masy osadu czynnego, która pośrednio charakteryzuje ilość mikroorganizmów biorących udział w procesie bioutleniania substancji organicznych. Stopień dopasowania wyznaczonej funkcji wynosi $R^2 = 95\%$.



Rys. 2. Aktywność dehydrogenaz osadu czynnego oraz stopień redukcji BZT₅ w zakresie temperatur 10-37 °C



Rys.3. Zależność aktywności dehydrogenaz osadu czynnego od stopnia redukcji BZT₅.



Rys. 4. Zmienność aktywności dehydrogenaz w zależności od stężenia masy osadu czynnego

4. WNIOSKI

Na podstawie wyników badań można stwierdzić, że:

1. Ocena aktywności fizjologicznej mikroorganizmów daje obraz zmian zachodzących w procesie oczyszczania ścieków osadem czynnym.
2. Istnieje funkcyjna zależność między stężeniem dehydrogenaz a stopniem redukcji BZT₅ oraz stężeniem masy osadu czynnego. W badanym układzie (procesie oczyszczania ścieków syntetycznych osadem czynnym) zależności te mają charakter liniowy.
3. Zalety testu TTC (prostota i szybkość wykonania oznaczenia) stwarzają szansę na jego wykorzystanie do kontroli i oceny procesu oczyszczania ścieków osadem czynnym.

5. LITERATURA

- [1] BURACZEWSKI G.: *Biotechnologia osadu czynnego*. Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa (1994).
- [2] GAŃCZARCZYK J.: *Oczyszczanie ścieków metodą osadu czynnego*. Arkady Warszawa (1969).

- [3] HERMANOWICZ W.: Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Arkady Warszawa (1999).
- [4] KĄCZKOWSKI J.: *Podstawy biochemii*. Wydawnictwa Naukowo Techniczne Warszawa (1996).
- [5] PRZEWŁOCKI J.: *Kontrola procesu oczyszczania ścieków osadem czynnym za pomocą testu TTC*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna” nr 3, s. 103-106, (1970).
- [6] PRZEWŁOCKI J.: *Oznaczanie aktywności osadu czynnego*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna”, nr 2, s. 66-70, (1970).
- [7] SURMACZ-GÓRSKA J., Miksch K., Grodzki J., Czerska B.: *Określenie intensywności faz nitryfikacji w oparciu o pomiar szybkości zużycia tlenu*. Mat. Konf. Postępy Inżynierii Bioreaktorowej. s. 37-48, Łódź (1993).

Henryk GREINERT, Michał DRAB*

GLEBY PARKU PRZYPALACOWEGO W ZABORZE WOJEWÓDZTWO LUBUSKIE

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki badań gleb występujących na terenie parku przypałacowego w Zaborze. Wiercenia gleb wykonanych w siatce 50 x 50 m pozwoliły ustalić zasięg poszczególnych gleb. W pobranych z profili próbach określono właściwości fizyko-chemiczne. Ustalono, że geneza gleb w parku była ściśle związana z poziomem wody gruntowej.

1. WSTĘP

W Kotlinie Zaborskiej znajdowało się plejstocenijskie zastoisko wodne, którego pozostałością są Jeziora Liwno Duże i Liwno Małe. Resztę doliny wypełniają osady jeziorne dawnego, większego zbiornika wodnego, składające się z gytii wapiennej oraz pokrywających ten osad torfu niskiego i murszu. Węglanowe osady jeziorne i pokrywający je torf eksploatowano od dłuższego czasu dla celów rolniczych (wapnowania) i pod zieleni miejską.

Powierzchnia parku pozostała w stanie mało zmienionym i stanowi przykład rzadko spotykanych na Niżu Polski gleb, zwłaszcza pod roślinnością drzewiastą.

2. PODSTAWOWE DANE TECHNICZNE

Park (przypałacowy) w Zaborze założono w 40-tych latach XVIII wieku przez ówczesnego właściciela Fryderyka Augusta von Cosel (Duda 1996). Pierwotnie był to barokowy ogród, który pod koniec XVIII wieku przekształcono w park krajobrazowy. W 1980 roku zinwentaryzowano w drzewostanie parku 55 gatunków drzew i krzewów, wśród nich około 20 okazów uznano pomnikami przyrody, a dodatkowo około 30 okazów drzew zasługuje na to miano.

Obecna powierzchnia parku wynosi 19 ha. W skład niego wchodzi: tereny zadrzewione i zakrzewione, polany widokowe obecnie wykorzystane jako łąki i uprawy ogrodowe oraz rowy.

Cały teren parku położony jest w obrębie tzw. wytopiskowej niecki zaborskiej dna dawnego jeziora polodowcowego, wypełnionego przez osady biogeniczne (wapno łąkowe, torf) oraz mineralne osady jeziorne. Obszar ten znajduje się między wschodnią krawędzią wysoczyzny zielonogórskiej a Pradolina Warszawsko-Berlińską i Kotliną Kargowską.

Wśród osadów biogennych zdecydowanie przeważa wapno łąkowe o dość wyrównanym składzie chemicznym i właściwościach (Swatowski, Wojnicki 1979, Greinert 1987). Wapno to było od szeregu lat eksploatowane dla celów rolniczych. Nadkład nad wapnem stanowi torf niski znajdujący szerokie zastosowanie w gospodarce komunalnej pod zielenie, jak też do użyźniania ogrodów działkowych. Teren parku na kierunku SE przylega do silnie zeutrofizowanego i zarastającego Jeziora Liwno Wielkie. Jezioro to wraz ze stawami powyrobiskowymi oraz rowami melioracyjnymi i rzeczką Śmiga tworzy dobrze rozwiniętą sieć hydrograficzną.

W tabeli 1 przedstawiono średnie za wielolecia opady miesięczne i roczne Stacji Meteorologicznej w Łazie gmina Zabór oraz Stacji w Zielonej Górze.

Należy podkreślić, że suma opadów rocznych za wielolecie dla badanego obszaru jest niższa o 122 mm w porównaniu z opadami dla Stacji Zielona Góra.

3. METODY BADAŃ

W czerwcu 1988 roku na terenie parku przeprowadzono badania terenowe mające na celu rozpoznanie gleb oraz ich zasięgu.

Na podstawie wierceń wykonanych w siatce 50 x 50 m określono zasięgi poszczególnych gleb oraz określono miąższość poziomu organicznego, poziomu wody gruntowej, strukturę, barwę i inne cechy morfologiczne. Następnie wykonano osiem odkrywek glebowych. Z każdego wyodrębnionego poziomu pobrano próby glebowe do analiz chemicznych. W próbach oznaczono wilgotności: aktualną, kapilarną i maksymalną, gęstość objętościową, zawartość substancji organicznej, CaCO_3 , pH w H_2O i 1n KCl oraz zawartości P, K, Ca i Na w wyciągu 1n octanu amonu. Wyniki dla wybranych, reprezentatywnych profili zestawiono w tabelach 2 i 3.

4. OMÓWIENIE WYNIKÓW

Teren parku w Zaborze jest płaski o łagodnym spadku w kierunku Jeziora Liwno Wielkie. Różnica wysokości między brzegiem jeziora, a najwyżej położonym miejscem w parku wynosi ok. 3,3 m.

Analizowane gleby znajdują się pod wpływem płytko zalegającej wody gruntowej. Wszystkie mają odczyn zasadowy, co wynika z obecności w nich CaCO_3 . Zawartość substancji organicznej jest dość zróżnicowana, lecz niższa w porównaniu do gleb organicznych. Wskazuje to na fakt, że proces torfotwórczy przed założeniem parku był słabo zaawansowany. Natomiast w porównaniu do gleb mineralnych zawartość substancji organicznej w glebach parku jest dużo wyższa.

5. OPIS GLEB PARKU W ZABORZE

5.1 Gleby gytowe

(Rząd: gleby bagienne, typ 1: gleby mułowe, podtyp c – gleby gytowe wytworzone z gytii wapiennej)

Gleby te mają bardzo zróżnicowany wiek: od aktualnie tworzących się na dnie Jeziora Liwno Wielkie tzw. gleb podwodnych (wytrącanie się CaCO_3 w wyniku biologicznego odwapnienia wody) do gleb z ukształtowanym poziomem próchnicznym (odkrywka I). Ich cechą charakterystyczną jest bardzo wysoki poziom wody gruntowej, co utrudnia wzrost drzew, nawet olchy nie dorastają większych rozmiarów. Na badanym terenie rośliny wykazywały niedobory przyswajalnych składników pokarmowych. Na podobnych, lecz odwodnionych glebach nad Jeziorem Miedwie (Łyduch 1972) również stwierdzono niską produktywność spowodowaną małą zasobnością przyswajalnych form składników pokarmowych.

Opis odkrywki I

Łąka nieużytkowana, oddalona około 200 m od jeziora. Porost traw do wysokości 30-40 cm. Skład gatunkowy: kłosówka wełnista, wiechlina łąkowa, kupkówka pospolita. Duży udział turzyc. Występowały też ostrożeń łąkowy, jaskier ostry, skrzyp błotny, przytulia czepna, mniszek lekarski, krwawnik pospolity. Wygląd roślin wskazywał na niedobór azotu.

- 0-40 cm – gytia próchniczna, czarna, gruzełkowata, bardzo pulchna, wilgotna. Dużo korzeni roślin, przejście wyraźne.
- 40-70 cm – wapno łąkowe barwy białawej z pomarańczowymi zaciekami Fe^{+++} oraz śladami korzeni roślin.
- 70-200 cm – wapno łąkowe szarobiałe z sinawym odcieniem, maziste.
- Woda gruntowa od 120 cm.

5.2 Gleby murszowe wytworzone z gytii wapiennej

(Rząd: gleby pobagienne, typ 1: gleby murszowe, podtyp c: gleby gytowo-murszowe wytworzone z gytii wapiennej).

Gleby te przeszły fazę rozwoju roślinności torfotwórczej, przerywaną w okresie letnim zbyt niskim dla tej roślinności poziomem wody. W wyniku tego procesu powstała substancja o cechach pośrednich między torfem, a substancją amorficzną, próchniczną (odkrywka II). Poziom murszowy, organiczny ma ziarnistą strukturę, jest dość pulchny, lecz o małej przypuszczalności wodnej (hydrofobowości). Według Uggli (1979) gleby te są dobrym stanowiskiem dla lasów olszynowych, a przy kontroli poziomu wody gruntowej także olsów jesionowych. Przy odpowiednim nawożeniu są dobrymi łąkami.

Opis odkrywki II

Łąka sporadycznie użytkowana o poroście do wysokości 120 cm. Stan roślinności świadczy o korzystnych warunkach wilgotnościowych i pokarmowych.

Skład gatunkowy traw: kupkówka pospolita, kostrzewa łąkowa, wiechlina łąkowa owsik wyniosły; zioła: ostrożeń łąkowy, jaskier rozłogowy, skrzyp, powój, szczaw, krwawnik, babka wąskolistna, barszcz zwyczajny.

- 0-20 cm – mursz barwy czarnej, ziarnisty, pulchny, świeży, mocno przerośnięty korzeniami roślin, przejście stopniowe.
- 20-40 cm – mursz barwy czarnej, bardziej zbity, rozpadający się na większe agregaty, świeży, przejście stopniowe.
- 40-100 cm – wapno łąkowe barwy kremowej, wilgotne. Występują pionowe cętki barwy orchowej i ślady po obumarłych korzeniach.
- 100-150 cm – wapno łąkowe, szaro-białe z sinawym odcieniem, mokre.
- Woda gruntowa od 110 cm.

5.3 Czarne ziemie murszowate

(Rząd: gleby pobagienne, typ 2: czarne ziemie, podtyp c: czarne ziemie murszowate utworzone z gytii jeziornych).

Są to gleby o cechach przejściowych między glebami mineralnymi a organicznymi. Podwyższona zawartość substancji organicznej jest cechą zbliżającą je do gleb murszowych, natomiast wysoka ich żyzność jest cechą typową dla czarnych ziem (odkrywka III). Bardzo bujny rozwój drzew, podszycia i runa świadczy o dobrej zasobności w składniki pokarmowe. Są to dobre siedliska dla wilgotnych i świeżych lasów liściastych.

Opis odkrywki III

Las bukowy z egzemplarzami dębu. W podszyciu głównie bez czarny, barszcz zwyczajny oraz jaskółcze ziele.

- 0-45 cm – poziom próchniczny barwy czarnej z brunatnym odcieniem (na sucho szaro-brunatny). Struktura gruzełkowata. Układ pulchny, wilgotna. Silnie przerośnięty korzeniami, głównie drzew. Przejście wyraźne, zaciekami.
- 45-110 cm – wapno łąkowe barwy białawej, gruzełkowate, sypkie, wilgotne, przerośnięte silnie korzeniami drzew, przejście stopniowe.
- 110-140 cm – wapno łąkowe, jasne z brunatnymi i sinymi plamami, mokre.
- >140 cm – wapno łąkowe, jasnosine, mokre.
- Woda gruntowa od 140 cm.

5.4 Czarne ziemie właściwe utworzone z gytii wapiennej

(Rząd: gleby bagienne, typ 2: czarne ziemie, podtyp a: czarne ziemie właściwe utworzone z gytii wapiennej).

Gleby o dość głębokim poziomie próchnicznym, zawartość substancji organicznej typowa dla gleb mineralnych (2-5%). Korzenie z reguły przerastają cały poziom

próchniczny. Duży udział roślinności azotolubnej np. pokrzywa, barszcz i inne. Drzewa bardzo dorodne o intensywnej zieleni (odkrywka IV).

Opis odkrywki IV

Drzewostan urozmaicony: buki, kasztanowce, klony, jawory. Podszycie i runo jak przy odkrywce III.

- 0-40 cm – poziom próchniczny barwy czarnobrunatnej, gruzelkowaty o teksturze pulchnej. Silnie przerośnięty korzeniami głównie drzew, świeży, przejście stopniowe. Spotykane domieszki antropogeniczne: kawałki cegły.
- 40-100 cm – poziom próchniczny, ziarnisty, bardziej zbity od pierwszego. Dużo korzeni drzew, świeży, przejście wyraźne o przebiegu nieregularnym.
- 100-140 cm – wapno łakowe barwy jasnoszarej z brunatnymi plamami Fe+3, wilgotne.
- >140 cm – wapno łakowe jasne z sinawym odcieniem, mokre.
- Woda gruntowa od 140 cm.

5.5 Czarne ziemie właściwe wytworzone z piasków gliniastych i glin

Powstały one z osadów piaszczystych lub gliniastych, stanowiących płytkie partie jeziora polodowcowego. Zawierają z reguły pewne ilości CaCO_3 . W miejscach, gdzie poziom próchniczny zalega na piasku luźnym (odkrywka 5) w okresach suszy rośliny płytko korzeniące się np. warzywa, mogące cierpieć z powodu suszy. Są to bardzo dobre gleby dla drzew, które korzenią się głęboko i okresowe przesuszenie poziomu wierzchniego nie ma większego znaczenia. Gleby te są jednak mniej zasobne jak gleby tego samego typu wytworzone z gytii jeziornej.

Odkrywka V

Pole uprawne

- 0-30 cm – poziom orny – próchniczny czarny, pulchny, struktura słabogruzelkowata, świeży, przejście ostre
- 30-100 cm – piasek luźny, jasny, bezszkieletowy z licznymi brązowymi plamkami, świeży
- 100-150 cm – piasek luźny, jasny, bezszkieletowy
- Woda gruntowa od 120 cm.

Odkrywka VI

Pole orne zajęte przez warzywa (selery), silnie zachwaszczone

- 0-30 cm – poziom orny – czarny, gruzelkowaty, pulchny, wilgotny, przejście wyraźne
- 30-70 cm – poziom próchniczny, ciemnoszary, słabo gruzelkowaty, wilgotny, przejście wyraźne

- 70-150 cm – piasek gliniasty mocny z domieszką CaCO_3 ; liczne duże, rdzawe plamy
- Woda gruntowa od 100 cm.

6. DYSKUSJA WYNIKÓW

Uggla H., Uggla Z. (1979) proponują dla gleb wykształconych z gytii jeziornych nazwę „rędziny czwartorzędowe”. W tej nazwie uwzględnia się dominujący czynnik, wpływający na właściwości gleb, CaCO_3 .

W przypadku gleb parku w Zaborze dominującymi procesami, w wyniku których one się wykształciły, były procesy bagiennie, które na skutek melioracji oraz w części także intensywnej transpiracji liściastego drzewostanu zostały zahamowane. Zróżnicowanie pokrywy glebowej jest wyraźnie związane z poziomem wody gruntowej, przy najgłębszym poziomie wody gruntowej występują gleby o cechach typowych dla czarnych ziem, a przy najpłytszym – gleby bagiennych. Z tego powodu jednostki systematyczne gleb z pogranicza gleb bagiennych i pobagiennych odpowiadają najlepiej sytuacji w opisywanym terenie.

Ocena stanu drzew wykazała stosunkowo wysoką żyzność badanych gleb zwłaszcza w części parku, gdzie poziom wody gruntowej jest niski (Dgl, Dpl, DW) rys. 1.

Niewątpliwie zaletą środowiska glebowego jest odczyn zbliżony do obojętnego, a taki dla wymagań drzew liściastych w parku jest optymalny oraz duża zasobność wody łatwo dostępnej dla roślin. Mimo niskiej pojemności powietrznej rośliny na glebach odwodnionych nie wykazują pogorszenia się ich kondycji. Można to tłumaczyć przechodzeniem powietrza wzdłuż kanałów i szczelin powstałych po byłych korzeniach. Jedynie na glebach nadmiernie wilgotnych (gy, M, DM) widoczny był ujemny wpływ braku tlenu, nawet na drzewostanie olchowym.

Analiza chemiczna wykazała występowanie potasu i sodu w wyższych ilościach w poziomach próchnicznych w porównaniu do głębszych poziomów, natomiast fosfor rozmieszczony był równomiernie w całym profilu.

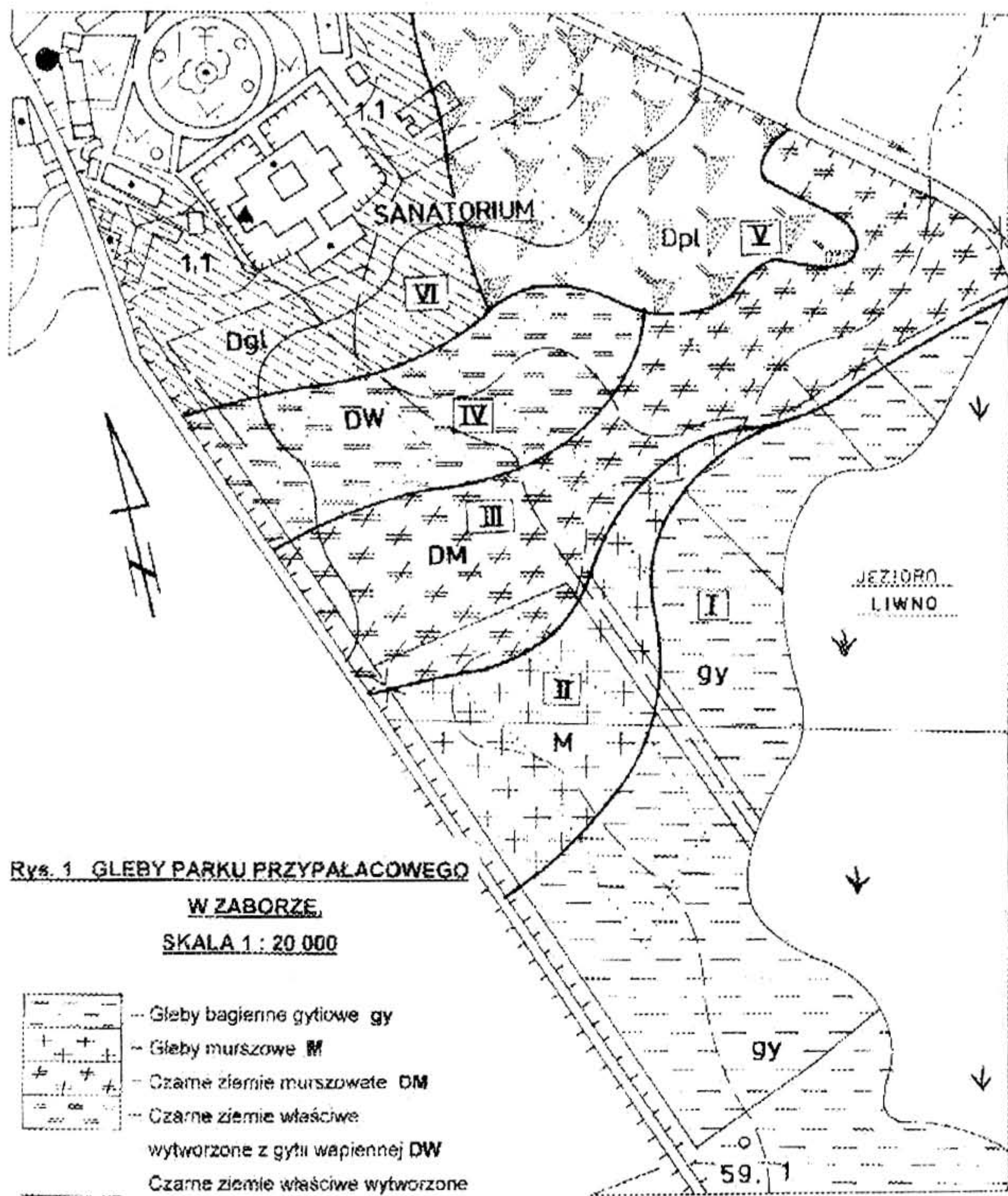
Cytowane przez Greinerta (1987) zawartości metali w kredzie jeziornej w Zaborze – (tab. 5) (mogące ujemnie wpłynąć na rośliny) są niskie, wielokrotnie niższe niż w materiałach wapiennych stosowanych w rolnictwie (Zięba 1982).

7. WNIOSKI

- Z wyjątkiem gleb gytowych pozostałe opisane gleby na terenie parku nadają się pod drzewostany. Dobór roślin powinien uwzględniać tolerancję gatunków na uwilgotnienie i zasadowy odczyn.
- Najlepsze jakościowo gleby to czarne ziemie, zajmujące znaczne obszary parku.
- Koniecznym jest uregulowanie stosunków wodnych w glebach parku.

8. LITERATURA

- [1] DUDA M.: *Gmina Zabór. Przyroda Środkowego Nadodrza*. LOP, Zielona Góra (1996).
- [2] GREINERT H.: *Ocena składu chemicznego kredy i gytii jeziornych ze złóż z Zaborze, Pomorsku i Sławie*. Mat. Konf. Nauk. Techn. „Perspektywy zagospodarowania złóż kredy i gytii jeziornych oraz kopalin towarzyszących w Polsce”. 89-93, Zielona Góra (1987)
- [3] ŁYDUCH L.: *Zbiorowiska łąkowo-bagienne gleb węglanowych w południowej części województwa szczecińskiego i gospodarcze ich wykorzystanie*. Rozprawy, 34. Wyższa Szkoła Rolnicza w Szczecinie, Szczecin (1972)
- [4] SWATOWSKI J.M., Wojnicki Z.: *Właściwości fizyczne osadów jeziornych rejonu Międzyrzecza*. Mat. Konf. naukowo-techn. PTPNoZ, s. 7-12, Zielona Góra (1979)
- [5] UGGLA H., Ugla Z.: *Gleboznawstwo leśne*. PWRiL Warszawa (1979)
- [6] ZIĘBA S.: *Surowce wtórne do nawożenia gleb*. PWRiL Warszawa (1982)



Rys.1. Gleby parku przypałacowego w Zaborze

TABELA 1

Suma opadów atmosferycznych stacji meteorologicznych Łaz gmina Zabór
i Zielona Góra za wielolecie

Miesiące	Opady w mm	
	Łaz	Zielona Góra
I	34	48
II	26	37
III	30	42
IV	34	43
V	50	54
VI	62	67
VII	70	81
VIII	56	68
IX	47	57
X	37	48
XI	34	44
XII	34	47
Suma	514	636
IV – IX	319	370

TABELA 2

Gęstość właściwa i pojemność wodna gleb parku w Zaborze

Profil	Głębokość [cm]	Gęstość właściwa [g/cm ³]	Pojemność wodna [%]						Poj. powietrzna [% obj.]
			aktualna		kapilarna		maksymalna		
			wagowa	objętościowa	wagowa	objętościowa	wagowa	objętościowa	
2	5-12	0,73	58,9	42,8	90,5	65,8	90,7	65,9	0,1
	12-30	0,71	78,6	55,8	92,6	65,7	94,3	66,9	1,2
	50-60	0,9	65,8	59,5	71	64,2	72	65,1	0,9
3	0-15	0,71	79,7	56,3	93,8	66,2	95	67,1	0,9
	40-50	0,86	64	55,3	71,9	62,1	73,5	63,5	1,4
	80-100	0,72	94,8	68,2	95,8	68,9	97	69,8	0,9
4	0-20	1,08	43,5	46,8	51,6	55,5	52	55,9	0,4
	140-150	0,7	105,8	73,9	106,3	74,3	107,3	75,3	1
5	0-15	1,28	24,5	31,3	34,9	44,5	35,2	44,9	0,4
	30-45	1,54	6,2	9,5	23,1	35,5	25,1	38,5	3
6	0-15	1,93	4,9	9,6	13,3	25,6	14,3	25,6	0
	50-60	1,52	6,3	9,5	23,6	35,8	24,6	37,3	1,5

TABELA 3

Właściwości fizyko-chemiczne gleb parku w Zaborze

Profil	Głębokość [cm]	pH		CaCO ₃ [%]	Subst. organ. [%]	Zawartość form wymiennych (ekstrakt 1n octanu amonu) w ppm			
		H ₂ O	1n KCl			P	K	Ca	Na
1	0-40	7,7	7,4	53	2,82	n.o	n.o	n.o	n.o
	70-80	8,1	8	83,1	3,48	38	18	700	39
2	0-20	7,4	7,1	30,6	25,5	44	34	1740	142
	20-40	7,7	7,2	37	n.o	46	34	2000	134
	60-80	7,9	7,4	77,9	5,02	36	8	880	35
	100-120	8	7,7	n.o	2,48	33	6	800	26
3	0-20	7,6	7,4	42,6	19,16	50	62	1460	96
	20-45	7,6	7,4	61,4	5,56	48	39	1540	116
	45-60	7,6	7,3	78,7	6,24	n.o	n.o	n.o	n.o
	80-120	8	7,6	82,3	2,37	n.o	n.o	n.o	n.o
	140-150	7,9	7,7	82,3	3,04	n.o	n.o	n.o	n.o
4	0-20	7,9	7,6	52,8	4,5	46	63	1260	109
	40-60	7,9	7,7	62	5	48	45	1260	96
	100-140	8,1	7,9	79,4	2,11	35	12	880	37
	140-150	8,1	7,9	69,4	0,56	38	10	880	47
5	0-30	7,7	7,5	9	8,32	n.o	n.o	n.c	n.o
	30-45	8,1	7,9	0	0,14	32	8	340	19
	45-100	8,2	8	1,5	0,05	n.o	n.o	n.c	n.o
6	0-20	7,5	7,2	23,8	2,77	50	120	920	51
	20-60	7,8	7,5	5,5	1,69	48	80	840	40
	70-80	8,1	7,9	9,3	1,63	52	40	760	35

TABELA 4

Skład mechaniczny gleb

Profil nr	Głębokość [cm]	Procent frakcji o średnicy [mm]						
		1-0,1	0,1-0,05	0,05-0,02	0,02-0,006	0,006-0,002	<0,002	<0,02
V	0-30	61	4	8	12	6	9	27
	30-45	98	1	1	0	0	0	0
	45-100	99	0	1	0	0	0	0
VI	0-20	55	13	4	13	6	9	28
	20-60	83	2	4	3	1	7	11
	70-80	73	2	8	9	6	2	17

TABELA 5

Zawartość mikrośladników w kredzie jeziornej w Zaborze wg Greinert H. 1987
w miligramach na kg s. m.

Głębokość [cm]	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni
60-80	8000	175	2,35	7,9	1,7	25	2
80-100	1420	392	2,94	8,1	3,1	41	16,7
100-200	1300	225	2,94	4,1	2,9	25	8,8

Michał DRAB, Henryk GREINERT *

FIZYCZNE WŁAŚCIWOŚCI GLEB OBSZARÓW REKULTYWOWANYCH PO EKSPLOATACJI KRUSZYWA BUDOWLANEGO W DOLINIE RZEKI BÓBR

Streszczenie

Znaczne obszary miedzy użytkowanych rolniczo w dolinie rzeki Bóbr zostały zniszczone w wyniku eksploatacji na wielką skalę kruszywa budowlanego. Po zabiegach rekultywacyjnych, które polegały na zasypaniu wyrobisk kruszywem odpadowym, wyrównaniu ich powierzchni, a następnie rozplantowaniu na tak przygotowane podłoże 50-200 cm warstwy uprzednio zhałdowanego nadkładu, okazało się że plony roślin uprawnych były bardzo niskie. Wykonane badania terenowe i laboratoryjne wykazały, że w toku rekultywacji technicznej nastąpiło nadmierne ubicie gleby w całej, ukształtowanej ze zhałdowanego materiału warstwie. Wyrazem tego stanu są wysokie wartości gęstości objętościowej, przekraczające często $1,8 \text{ g/cm}^3$, bardzo niska przepuszczalność wodna i niska porowatość powietrzna. Stan ten nie uległ zmianie w ciągu 12 lat od chwili zakończenia prac rekultywacyjnych.

1. WSTĘP

Przy rolniczej rekultywacji gleb ukształtowanie odpowiednich dla wzrostu i rozwoju roślin właściwości fizycznych, powietrznych i wodnych ma równie ważne znaczenie jak zapewnienie potrzebnych roślinom makro i mikroelementów.

Jednym z najważniejszych wskaźników właściwości fizycznych gleby jest jej gęstość [4, 13]. Zależy ona od składu granulometrycznego, wilgotności oraz stopnia zagęszczenia masy glebowej [1, 4, 13].

Według klasyfikacji Świącieckiego i innych [10] w glebach pulchnych gęstość wynosi $1,0 \text{ g/cm}^3$, gleby o dobrej kulturze posiadają gęstość od $1,0$ do $1,1 \text{ g/cm}^3$. Gęstość $1,5 - 1,7 \text{ g/cm}^3$ odpowiada poziomom wmycia gleb bielicowych, natomiast wyższa od $1,7$ układom zbitym i silnie zbitym.

Gleby wytworzone z glin zwałowych charakteryzuje naturalna wysoka gęstość. Według Wojtasika [13] przedział gęstości naturalnej gleb gliniastych waha się pomiędzy $1,5 -$

1,6 g/cm³. Natomiast gęstość 1,7-1,8 występuje w glebach gliniastych średnio zagęszczonych.

Bezpośrednim następstwem zmian gęstości gleby są zmiany porowatości ogólnej i rozkładu porów glebowych [1, 4].

Gęstość decyduje o pojemności powietrznej [1, 4], wodnej [1, 9] ilości wody użytecznej i produkcyjnej [2] oraz o oporach stawianych maszynom i narzędziom [4]. W glebach nadmiernie zagęszczonych przenikanie korzeni roślin jest utrudnione co może mieć wpływ na plonowanie roślin [6].

Celem pracy było określenie zmian właściwości fizycznych w utworach glebowych na terenach przekształconych przez przemysł wydobywczy kruszywa budowlanego.

2. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAŃ

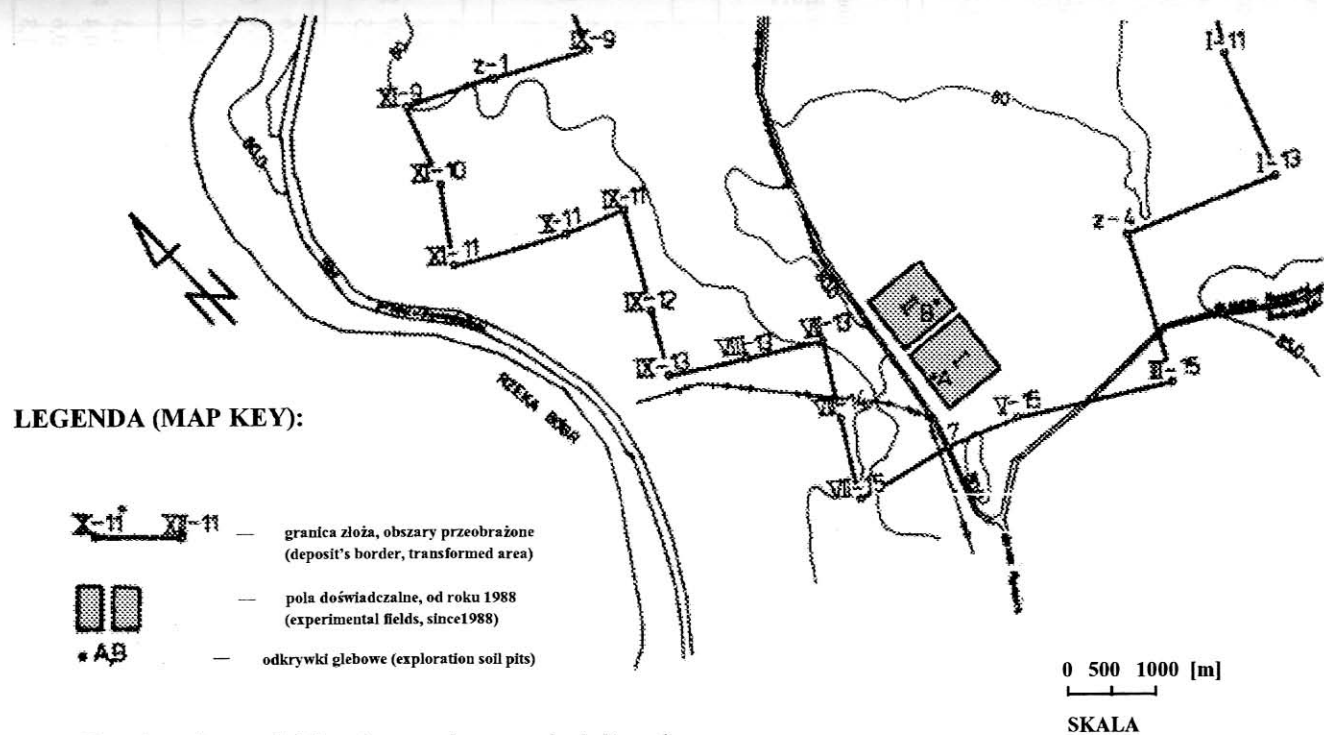
Prace badawcze prowadzono na terenie poeksploatacyjnym kruszywa budowlanego byłego złoża „Dobroszów Wielki” w okolicach Nowogrodu Bobrzańskiego w woj. lubuskim. Przed eksploatacją kruszywa, jego nadkład (mady brunatne lekkie i średnie) zgarnięto w przyzmy o wysokości 3-4 m. Po wyeksploatowaniu kruszywa, powstałe wyrobiska wypełniono kruszywem o średnicy 0,02-1,0 mm. Na powierzchnię rozproszano przy pomocy ciężkiego sprzętu, nadkład z przyzmy. Miąższość nadkładu wynosiła od 0,3 do 2 m. Po wyrównaniu powierzchni przystąpiono do zabiegów agrotechnicznych, których celem było przywrócenie przekształconych terenów gospodarce rolnej. Wysiano nawozy mineralne, a następnie roślinę pionierską – łubin. Po zaoraniu łubinu tereny „zrekultywowane” przekazano użytkownikom. Prowadzona w opisany sposób rekultywacja dała bardzo słabe wyniki w plonowaniu roślin. Zbiory żyta uprawianego na tych terenach wynosiły średnio 6-7 q/ha.

Charakterystykę gleb przedstawiono we wcześniejszej pracy Draba [5]. Nowo powstałe utwory cechowały:

- silnie kwaśny odczyn (większość gleb posiadało pH poniżej 5,0),
- duże zróżnicowanie składu granulometrycznego (zawartość części spławialnych wahała się od 9 do 26 %),
- niskie zawartości form ogólnych i przyswajalnych składników pokarmowych,
- zawartość substancji organicznej oznaczonej metodą Tiurina w poziomach próchnicznych w większości prób wynosiła około 1,5 %.

3. METODYKA BADAŃ

Doświadczenie polowe mające na celu wyjaśnienie niskiej produktywności nowo utworzonych gruntów założono w 1986 roku. Roślinami testowymi w pierwszym roku były rzepak ozimy, jęczmień ozimy, żyto ozime i ziemniaki. W następnych latach uprawiano w monokulturze żyto ozime. Pole I (rys. 1) corocznie orano na głębokość 35 cm a pole II na głębokość 25 cm.



Pod rośliny uprawne stosowano zmienne nawożenie mineralne. Wiosną w latach 1986, 1988 i 1989 z profili glebowych pobrano do cylinderek Kopecky'ego próby dla oznaczenia gęstości objętościowej i pojemności wodnych. Miejsca wykonania odkrywek przedstawiono na rys. 1.

W latach 1988 i 1989 dodatkowo oznaczono przepuszczalność wodną według metody Ostromęckiego opisaną przez Mocka i innych [7].

4. OMÓWIENIE WYNIKÓW

Przeprowadzone badania wykazały silne ubicie materiału glebowego rozproszanego na powierzchnię byłego wyrobiska po kruszywie budowlanym (tab. 1, 2, 3).

TABELA 1

Właściwości fizyczne gleb w profilach. Rok 1986.

profil	głębokość pobrania próby [cm]	gęstość objętościowa [g/cm ³]	pojemność wodna %				pojemność powietrzna %
			kapilarna		całkowita		
			wagowa	objęto- ściowa	wagowa	objęto- ściowa	
1	0-5	1,63	18,7	30,6	20,0	32,6	2,0
	20-25	1,64	19,2	31,5	20,2	33,3	1,8
	40-45	1,74	19,1	33,3	20,0	34,9	1,6
	50-60	1,68	18,5	31,2	19,9	33,6	1,4
	75-85	1,69	16,2	27,3	17,1	28,9	1,6
	90-100	1,67	16,2	27,0	17,0	28,4	1,4
2	0-5	1,74	16,9	29,4	17,4	30,2	0,8
	10-15	1,75	16,3	28,6	16,4	28,8	0,2
	25-35	1,78	17,3	30,8	17,3	30,8	0,0
	45-50	1,80	14,6	26,4	16,0	28,9	2,5
3	0-10	1,68	17,3	29,0	18,3	30,6	1,6
	15-20	1,72	18,4	31,7	18,6	32,1	0,4
	35-40	1,76	22,2	34,7	22,4	35,0	0,3
	50-60	1,72	17,0	29,3	17,6	30,3	1,0
4	0-10	1,74	19,7	34,3	20,5	35,6	1,3
	35-40	1,84	15,3	28,1	15,5	28,5	0,4
	60-70	1,62	19,5	31,6	20,3	32,2	0,6
	90-100	1,61	20,2	32,4	20,9	33,7	1,3

Szczególnie zbite okazały się warstwy podorne (poziom około 40 cm). Gęstość objętościowa w pierwszym roku badań w większości profili wynosiła powyżej $1,75 \text{ g/cm}^3$. W profilu 4 wykonanym na ugorze poza terenem pól doświadczalnych gęstość w poziomie podornym wynosiła $1,84 \text{ g/cm}^3$. Nie stwierdzono wyraźnego wpływu uprawianych roślin w okresie trwania doświadczenia oraz orki 35 cm wykonywanej na polu I na zmiany gęstości objętościowej.

Pojemność wodna w badanych profilach była niska. Całkowita pojemność objętościowa w roku 1986 wynosiła od 28 do 35 %. Stwierdzono nieznaczny wzrost pojemności wodnej w próbach pobranych w kolejnych latach badań. Należy podkreślić jednak, że w porównaniu z polem II oranym na 25 cm, na polu I – orka 35 cm zanotowano wzrost pojemności wodnej.

TABELA 2

Właściwości fizyczne gleb w profilach. Rok 1988.

Profil	Głębokość pobrania próby [cm]	Gęstość objętościowa [g/cm³]	Przepuszczalność wodna K_{10} [cm · sek ⁻¹]	Pojemność wodna %				Pojemność powietrzna [%]
				kapilarna		całkowita		
				wagowa	objętościowa	wagowa	objętościowa	
1	0-5	1,37	0,05148	25,2	34,6	28,0	38,5	3,9
	20-25	1,50	0,00606	20,5	30,8	21,6	32,4	1,6
	40-45	1,67	0,00085	17,9	30,0	18,3	30,6	0,6
	60-65	1,62	0,00530	19,7	32,0	20,6	33,5	1,5
	80-85	1,68	0,00056	20,7	34,9	21,3	35,8	0,9
	90-100	1,64	0,00120	18,9	31,0	19,3	31,7	0,7
2	0-5	1,44	0,00936	26,4	38,2	28,5	41,2	3,0
	10-15	1,84	0,00017	12,7	23,4	13,4	24,7	1,3
	25-35	1,87	0,00003	12,2	22,9	12,7	23,9	1,0
	45-50	1,80	0,00008	13,6	25,3	14,1	26,2	0,9
3	0-10	1,60	0,00294	21,9	35,0	23,2	35,8	0,8
	30-40	1,80	0,00022	19,3	32,3	19,7	33,1	0,8
	50-60	1,60	0,00086	19,8	30,2	20,2	30,9	0,7
4	0-10	1,44	0,00986	26,4	38,2	28,6	41,0	2,8
	10-15	1,84	0,00017	14,5	26,8	15,2	27,6	0,8
	35-40	1,84	0,00022	15,8	27,3	16,2	28,1	0,8
	70-80	1,60	0,00236	16,6	28,9	17,0	29,7	0,8

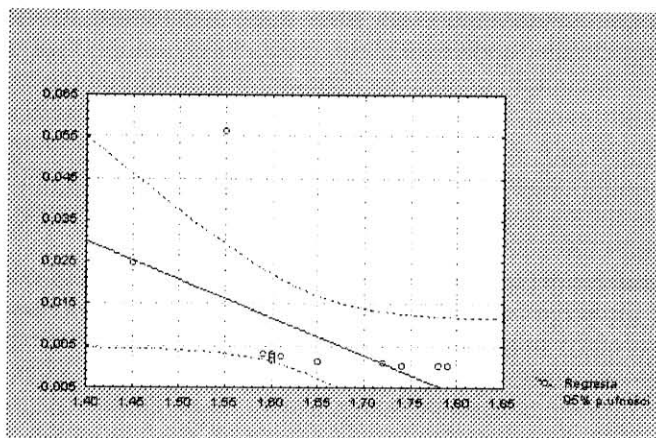
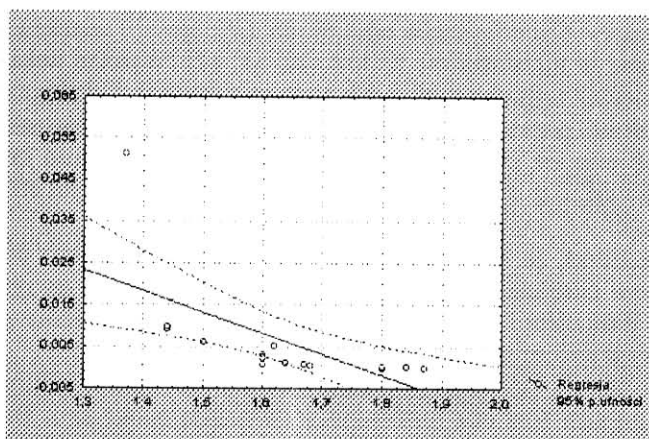
Odnotowano bardzo niską różnicę pomiędzy wartościami całkowitej i kapilarnej pojemności wodnej (wynoszącą średnio około 1 %). Przy tym w poziomach podornych – silnie zbitych wartości te były jeszcze niższe. Nie stwierdzono wpływu uprawy roślin a także orki na głębokości 35 cm na polu I na zmiany pojemności powietrznej.

Prowadzone zabiegi uprawowe wywarły natomiast pozytywny wpływ na kształtowanie się przepuszczalności wodnej w rekultywowanych glebach. Uzyskane wyniki, dotyczące właściwości fizycznych materiału glebowego warstw powierzchniowych bardzo wyraźnie przewyższają wartości z warstw głębszych, a w szczególności warstw podornych.

TABELA 3

Właściwości fizyczne gleb w profilach. Rok 1989.

profil	głębokość pobrania próby [cm]	gęstość objętościowa [g/cm ³]	przepuszczalność wodna k ₁₀ [cm · sek ⁻¹]	pojemność wodna %				pojemność powietrzna [%]
				kapilarna		całkowita		
				wagowa	objętościowa	wagowa	objętościowa	
1	0-10	1,60	0,00298	21,2	34,0	21,9	35,1	1,1
	30-40	1,72	0,00075	17,6	30,3	18,7	32,3	2,0
	50-60	1,59	0,00310	22,9	36,4	23,7	37,7	1,3
	75-80	1,65	0,00120	25,5	39,5	26,1	40,2	0,7
	90-100	1,45	0,02470	29,6	43,0	30,4	44,2	1,2
2	0-10	1,60	0,00240	21,5	34,4	22,5	35,9	1,5
	30-40	1,78	0,00026	16,3	28,9	16,9	29,9	1,0
3	0-10	1,60	0,00149	22,4	34,0	23,0	36,9	2,6
	30-40	1,74	0,00035	14,6	25,3	15,6	27,0	1,7
	80-100	1,55	0,05632	21,9	34,0	22,0	34,8	0,8
4	0-10	1,61	0,00252	19,7	31,9	20,0	33,0	1,1
	30-40	1,79	0,00022	15,1	27,5	15,7	28,0	0,5



Oznaczone wsp. korelacji są istotne z $p < 0,05$

Rys. 2 Współzależność pomiędzy gęstością objętościową, a przepuszczalnością wodną w profilach rekultywowanych gleb w Dobroszowie Wielkim.

Stwierdzono ujemną istotną korelację pomiędzy gęstością objętościową a przepuszczalnością wody w badanych profilach (rys. 2).

Współczynnik korelacji w próbach pobranych w roku 1988 był wyższy niż w roku 1989, świadczy to o nieznacznym pozytywnym wpływie uprawy roślin i zabiegów uprawowych na zmiany właściwości fizycznych w glebach.

5. DYSKUSJA WYNIKÓW

Stopień ubicia gleb zależy m.in. od składu granulometrycznego, nacisku jednostkowego maszyn rolniczych, rodzaju gleby [4, 11] i zawartości próchnicy [12].

Ze wskaźników określających stan fizyczny gleby najważniejszymi są gęstość objętościowa (12), porowatość ogólna i przepuszczalność wodna (1, 12). Gęstość objętościowa

wa w badanych profilach wynosiła od 1,60 do 1,85 g/cm³ i znacznie przewyższała wyniki cytowane w literaturze [1, 2, 3, 4, 10, 11, 12]. Wysokie wskaźniki gęstości występują w glebach wytworzonych z glin zwałowych [6, 13]. Skład granulometryczny badanych gruntów pozwala je zaliczyć w większości do piasków słabogliniastych i gliniastych. Z tego też względu wysoka gęstość objętościowa może jedynie wynikać z silnego ubicia ciężkim sprzętem mechanicznym rozprowadzającym masy glebowe na badanym terenie.

Można przypuszczać, że nacisk jednostkowy w czasie wykonywania prac był bardzo duży (spychacze budowlane, ciężkie samochody ciężarowe) i przewyższał cytowany w literaturze. Prowadzone zabiegi uprawowe spulchniły warstwy powierzchniowe, stąd też ubicie warstw podornych było wyraźnie wyższe.

Silne ubicie gleb zmniejszyło wyraźnie porowatość ogólną pojemność wodną. W badanych glebach była ona bardzo niska i wynosiła około 30%. Dla normalnego funkcjonowania roślin porowatość winna wynosić około 50% [4].

Bardzo niska znacznie odbiegająca od wartości (10%) umownej za dopuszczalną dla roślin [9] była też pojemność powietrzna.

Stwierdzone w badaniach właściwości fizyczne stwarzają niekorzystne dla rozwoju roślin uprawnych warunki. W wyniku utrudnionego przenikania wody w głąb, często nawet przy normalnych opadach atmosferycznych w miesiącach zimowo-wiosennych, w okresach wczesnej wiosny warstwy powierzchniowe gleb są silnie zawilgocone.

Nadmiar wody spływa po powierzchni do zagłębień terenowych tworząc zastoiska. Na tereny te wkracza roślinność bagienna.

Poprawę właściwości fizycznych nowopowstałych utworów można by osiągnąć poprzez zastosowanie głębszego rozluźnienia gleby. Stosując takie maszyny jak głębosze. Na pewno większe efekty osiągnięto by przy zastosowaniu aktywnych maszyn pogłębiających – tilerów czy rototilerów. Wymienione zabiegi wzruszając silnie ubity poziom podorny umożliwiłyby przenikanie wody i korzeni roślin. Poprawiłyby się też stosunki powietrzne w glebach.

6. WNIOSKI

Przedstawione w pracy wyniki upoważniają do sformułowania następujących wniosków:

- Badane gleby okazały się silnie zbite. Gęstość objętościowa w badanych glebach odpowiada glebom wytworzonym z glin zwałowych. Szczególnie zbite były warstwy podorne.
- Stwierdzono bardzo niską porowatość ogólną i pojemność powietrzną a w warstwach podornych małą przepuszczalność wodną.
- Wykazano wysoce istotną ujemną współzależność pomiędzy gęstością objętościową a przepuszczalnością wodną.
- Nie stwierdzono wyraźnego wpływu uprawy roślin oraz stosowanych zabiegów na zmiany właściwości fizycznych w glebach.

7. LITERATURA

- [1] BARANOWSKI R.: *Wpływ gęstości gleby na jej agrofizyczne właściwości*. Roczn. Glebozn. 36, 2, 15-31, Warszawa (1980).
- [2] DOMŻAŁ H.: *Wpływ zagęszczenia gleby na zawartość wody silnie związanej oraz retencję wody produkcyjnej i użytecznej*. Roczn. Glebozn. 30, 3, 45-72, Warszawa (1979).
- [3] DOMŻAŁ H., Słowińska-Jurkiewicz A.: *Wpływ nacisku na strukturę porów i pojemność wodną gleby*. Roczn. Glebozn. 26, 1, 49-60, Warszawa (1975).
- [4] DOMŻAŁ H., Słowińska-Jurkiewicz A., Turski R., Hodera J.: *Ugniatanie jako czynnik kształtujący fizyczne właściwości gleby*. Roczn. Nauk Roln. Monografia, 198, Warszawa (1984).
- [5] DRAB M.: *Charakterystyka właściwości fizyko-chemicznych gleb powstałych na terenach poeksploatacyjnych kruszywa budowlanego w Dobroszowie Wielkim k/Nowogrodu w województwie zielonogórskim*. Zesz. Nauk. WSiInż., 84, 105-121, Zielona Góra (1988).
- [6] ITAMI K., Kyuma K.: *Dispersion Behavior of Soils from Reclaimed Lands with Poor Soil Physical Properties and Their Characteristic with Special Reference to Clay Mineralogy*. Soil Sci. Plant Nutr. 41 (1), 45-54, (1995).
- [7] MOCEK A., Drzymała S., Maszner P.: *Geneza, analiza i klasyfikacja gleb*. Wyd. Dydak. AR, Poznań (1997).
- [8] PABIN J., Sienkiewicz J.: *Wpływ zagęszczenia gleb i głębokości siewu nasion na wschody i plonowanie buraków cukrowych*. Roczn. Glebozn. 35, 3-4, 75-86, Warszawa (1984).
- [9] ŚWIĘCICKI C., Siuta J., Sienkiewicz J., Trzecki S., Kiersnowski J.: *Ważniejsze właściwości gleb wpływające na warunki rozwoju mechanizacji*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 135, 55-61, Warszawa (1972).
- [10] SŁOWIŃSKA-JURKIEWICZ A., Turski R.: *Ugniatanie jako funkcja obciążenia, czasu jego działania i stanu wyjściowego gleby*. Mat. Konf. „Geologiczne aspekty ochrony środowiska”, 149-153, Kraków (1991).
- [11] TURSKI R., Domżał H., Hodara J.: *Deformacja gleby jako funkcja obciążenia, czasu jego działania i stanu wyjściowego gleby*. Roczn. Glebozn. 30, 2, 185-197, Warszawa (1979).
- [12] WOJTASIK M.: *Wpływ próchnicy na gęstość gleb*. Roczn. Glebozn. 40, 2, 21-27, Warszawa (1989).
- [13] WOJTASIK M.: *Ocena gęstości gleb wytworzonych z glin zwałowych*. Roczn. Glebozn. 40, 2 29-42, Warszawa (1989).

Andrzej GREINERT *

ZAWARTOŚĆ CZĘŚCI SZKIELETOWYCH W POWIERZCHNIOWYCH WARSTWACH GLEB MIEJSKICH JAKO WSKAŹNIK ICH STOPNIA ANTROPOGENICZNEGO PRZEKSZTAŁCENIA NA PRZYKŁADZIE MIASTA ZIELONA GÓRA

Streszczenie

Gleby antropogeniczne związane z obszarami zurbanizowanymi różnią się często składem granulometrycznym od gleb naturalnych. Ma to swoje następstwo we właściwościach gleb i gruntów miejskich. Najczęściej w opisywanych terenach mamy do czynienia z domieszaniami materiałów różnego rodzaju, zaliczanych według średnicy do frakcji szkieletu (kamieni i żwiru). Bezpośrednim skutkiem zmian właściwości powietrzno-wodnych gleb są złe warunki wzrostu roślin oraz potencjalne zagrożenie skażeniem wód gruntowych w razie wystąpienia sytuacji nadzwyczajnych. Praca przedstawia analizę składu granulometrycznego gleb zielonogórskich (ze szczególnym uwzględnieniem części szkieletowych), będących pod różnym wpływem antropopresji. Ukazuje również skutki takiego stanu rzeczy dla ekosystemów miejskich miasta Zielona Góra.

1. WPROWADZENIE

Gleby naturalne dzisiejszego obszaru zurbanizowanego miasta Zielona Góra ukształtowały się pod wpływem procesów wietrzeniowych i transportu erozyjnego utworów piaszczystych oraz bezwęglanowych piaskowców, gnejsów i granitów. Skutkiem tych procesów było tworzenie się zwietrzelin bogatych w kwarc i ubogich w krzemiany i glinokrzemiany. Na nich, pod wpływem innych czynników glebotwórczych, powstały głównie gleby bielcowe, rzadziej gleby brunatne (na zwietrzelinach bogatszych w kationy zasadowe, różnego pochodzenia geologicznego). W miejscach nisko położonych, przy znacznej akumulacji materii organicznej, wskutek przewagi procesów hydrogenicznych powstały czarne ziemie, gleby murszowe i torfowe [5].

Okruchy i odłamki skalne, tworzące szkielet glebowy, występują w glebach okolic Zielonej Góry w różnej ilości, z reguły w warstwach podglebia i skały macierzystej. Rzadko spotykane są znaczące ilości w warstwach wierzchnich gleb (poza rejonem

morenowego Wału Zielonogórskiego). Na terenach zurbanizowanych, poza szkieletem naturalnym, mamy do czynienia z domieszkami o średnicach mieszczących się w zakresie tej grupy granulometrycznej, a lokalizowane w profilach glebowych już od poziomu próchnicznego. Są one związane z pracami budowlanymi i niewłaściwym oczyszczaniem terenów po skończeniu tych prac. Jest to jedna z podstawowych form antropogenicznych przekształceń gleb miejskich (której na ogół towarzyszą inne, o różnym charakterze), przez wiele lat (a nawet dziesięcioleci) wskazująca na zakres dokonanej ingerencji w naturalne gleby danego obszaru.

Ze względu na znaczący, szczególnie wobec właściwości fizycznych, wpływ szkieletu glebowego dzieli się go według procentowej zawartości części szkieletowych na:

- utwory szkieletowe – powyżej 50% frakcji kamieni i żwiru
 - kamieniste 50-100% kamieni i 0-25% żwiru,
 - kamienisto-żwirowe 25-50% kamieni i 25-50% żwiru,
 - żwirowe 0-25% kamieni i 50-100% żwiru,
- utwory szkieletowate – mniej niż 50% frakcji kamieni i żwiru
 - słabo-szkietowate 0-10% części szkieletowych,
 - średnio-szkietowate 11-25% części szkieletowych,
 - silnie-szkietowate 26-50% części szkieletowych.
- utwory bezszkieletowe – brak frakcji kamieni i żwiru [2].

Istotnym jest fakt, że utwory glebowe szkieletowe są zazwyczaj trudne w uprawie i wrażliwe ekologicznie. Ta ostatnia cecha wiąże się z dużą przepuszczalnością wodną takich gleb, co stwarza niebezpieczeństwo wzmożonej migracji składników (w tym zanieczyszczeń) z powierzchniowych warstw w głąb, grożąc skażeniem wód gruntowych (z uwagi na bogactwo podziemnych zbiorników wodnych na terenach zielonogórskich cecha ta jest nie do pominięcia).

2. METODYKA BADAŃ

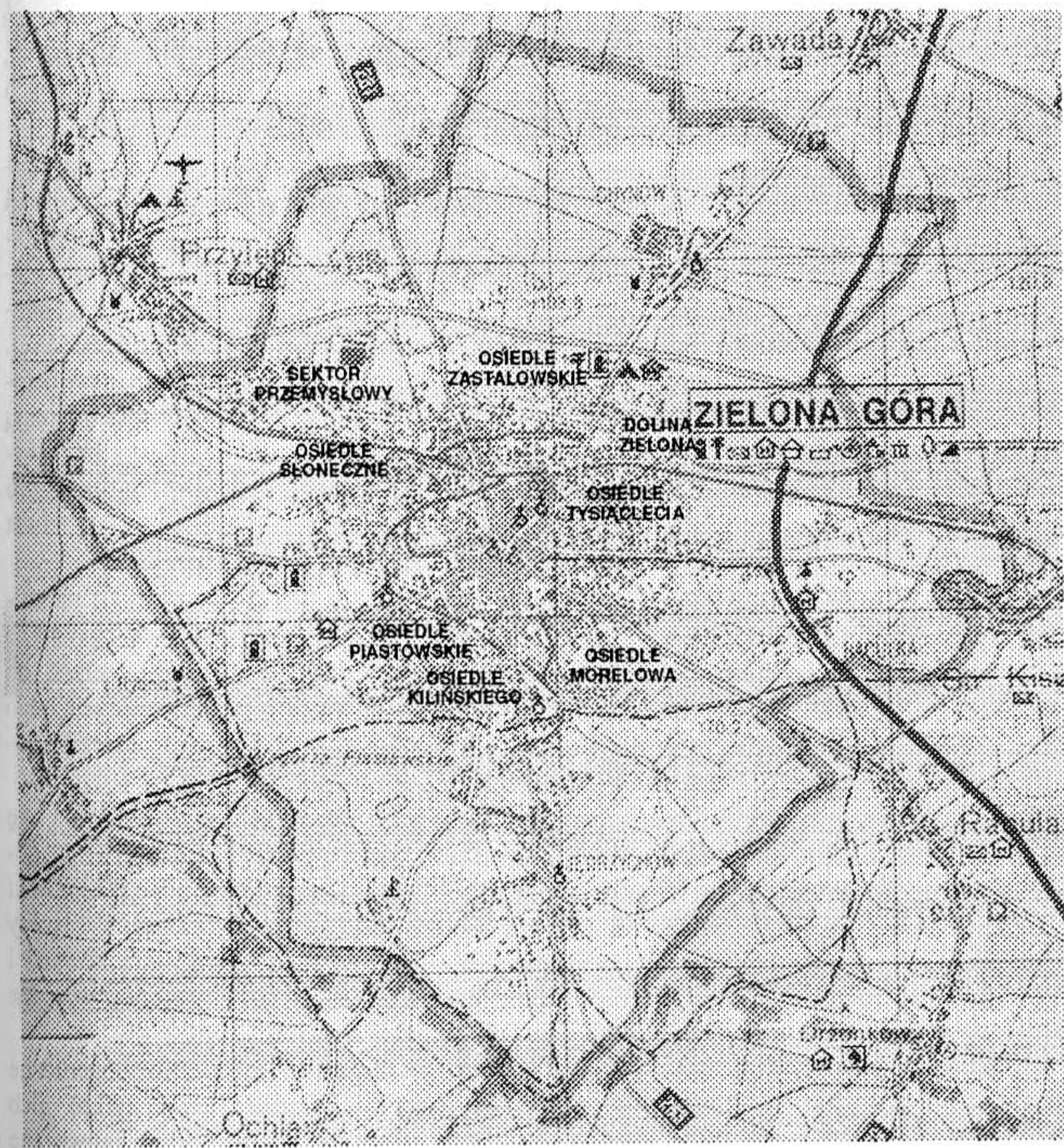
Celem wyznaczenia rodzaju i zakresu oddziaływań antropogenicznych na gleby miasta Zielona Góra wykonano 73 odkrywki glebowe obejmujące różne osiedla i ekosystemy lokalne, występujące w obrębie terenu zurbanizowanego oraz porównawczo 5 odkrywek poza obszarem miejskim (wokół Zielonej Góry). Z odkrywek pobrano próby glebowe reprezentujące poszczególne poziomy genetyczne lub wyraźnie wyodrębnione warstwy. Zgodnie z wyznaczonym przez temat kierunkiem poszukiwań badawczych, praca opisuje rezultaty analiz prób z warstw wierzchnich o miąższości 0 – 20 cm.

Analizę składu granulometrycznego w opisywanych wykonano posługując się metodą sitową. Drogą tą rozdzielono grupy, frakcje i podfrakcje granulometryczne jak niżej:

- części szkieletowe: części o średnicy > 1 mm,
- kamienie części o średnicy > 20 mm,

- żwir
 - gruby
 - drobny
- części ziemiste
 - części o średnicy 20 – 1 mm,
 - części o średnicy 20 – 10 mm,
 - części o średnicy 10 – 1 mm,
 - części o średnicy < 1 mm.

Uzyskane dane opracowano statystycznie przy użyciu oprogramowania Statistica f. Windows 5.0PL, wyznaczając statystyki podstawowe oraz przeprowadzając analizę wariancji (z $p < 0,05$).



Rys.1. Umiejscowienie punktów badawczych w obrębie zielonogórskich parków leśnych.

3. WYNIKI BADAŃ

Gleby znajdujące się poza bezpośrednim wpływem antropopresji, związanej z rozbudową aglomeracji zielonogórskiej, odznaczają się zawartością w powierzchniowej warstwie, tj. 0 – 20 cm, 0,0 do 15,0 % części o średnicy części szkieletowych. W analizowanej grupie tylko do 0,5% przypada na części o największych średnicach (powyżej 20 mm), klasyfikowane jako frakcja kamieni. Stwierdza się ponadto do 2,0 % frakcji żwiru grubego ($\varnothing$ 20 – 10 mm) oraz do 12,5 % frakcji żwiru drobnego ($\varnothing$ 10 – 1 mm). Części szkieletowe utworzone są przy tym przez odłamki naturalnych skał glebotwórczych, o różnym stopniu rozdrobnienia i obtoczenia, w większości noszące jednak znamiona długotrwałej „obróbki” przez procesy wietrzenia, erozji wodnej, wietrznej i tarcia mechanicznego. Średnie odnośne analizowanej zawartości w glebach naturalnych (poza-miejskich) ukazuje w tabeli 1 szereg oznaczony numerem „0”.

Gleby obszaru zurbanizowanego Zielonej Góry przedstawiają się na tym tle jako bardzo zróżnicowane, czego przyczyn można upatrywać nie tylko w kierunkach ekspansji miasta, lecz również w technologii budownictwa, oszczędności materiałów budowlanych, kultury pracy i wielu innych czynnikach. Regułą jest obecność w profilach glebowych materiałów antropogenicznych, jak: gruz ceglany, odłamki elementów betonowych, szkło, żużle paleniskowe, żwir i piasek o jednorodnych ziarnach (przesiane). Rzadziej spotykane są: kostka brukowa, tłuczeń granitowy, duże fragmenty płyt betonowych, odłamki asfaltu, czy soczewki wylanego betonu. Te jednak domieszki mają specyficzny i bardzo niekorzystny dla środowisk gruntowo-wodnych charakter – występują w postaci mniej lub bardziej zwartych warstw, odcinających poziom wierzchni gleb od podglebia, przerywając łączność biologiczną, połączenia wodne, a często nawet gazowe.

Specyfiką gleb i gruntów miejskich Zielonej Góry jest wszechobecność żużli paleniskowych w profilach glebowych (spotykane są one w ponad 75 % profili). Wskazuje to na fakt powszechnego użycia tego materiału w poprzednich dziesięcioleciach do utwardzania nawierzchni oraz niemniej powszechną praktykę pozbywania się tego odpadu w niedalekiej odległości od domostw (budynków), zsypując je do niecek i zagłębień terenowych przy okazji ich niwelacji.

Współcześnie dochodzi do tego druga niepokojąca tendencja – zwiększania się i upowszechniania w warstwach powierzchniowych gleb i gruntów Zielonej Góry domieszek szkła. Dzieje się tak za sprawą niebywałej wręcz ignorancji wobec gospodarki opakowaniami szklanymi (problem nie rozwiązany praktycznie od końca II wojny światowej) oraz praktyki ostatnich lat stosowania kompostu z osadów ściekowych i odpadów komunalnych jako organicznej substancji nawozowej na zieleńce miejskie bez uprzedniego, właściwego odsortowania odłamków szklanych.

Wszystkie wyżej wymienione czynniki wpływają w rezultacie na antropogeniczne podwyższenie zawartości w poziomach wierzchnich (aczkolwiek nie tylko) gleb i gruntów Zielonej Góry części mineralnych o dużych średnicach, co jest zauważane również przez innych autorów w stosunku do innych ośrodków miejskich [1, 4].

TABELA 1

Udział części szkieletowych i ziemistych w próbach powierzchniowych (0-20 cm) gleb i gruntów miasta Zielona Góra („0” – średnia dla obszarów wokół miejskich poza Wąłem Zielonogórskim).

Nr	> 20mm	20-10mm	10-1mm	<1mm	Nr	> 20mm	20-10mm	10-1mm	<1mm
0	0,4	1	9	89,6	34	0	1,72	31,48	66,8
1	0	0,7	12,63	86,67	35	0	0,99	29,16	69,85
2	0	1,18	11,97	86,86	40	0	2,67	34,11	63,22
3	0	2,9	37,77	59,32	41	5,14	15,79	46	33,07
4	2,81	0,89	24,29	72,01	42	0	0	7,07	92,93
5	0	0,77	24,77	74,46	43	3,83	1,17	24,23	70,77
6	0	1,14	15,29	83,57	44	3,64	2,63	17,07	76,66
7	0	2,8	13,74	83,46	45	18,68	10,62	24,74	45,96
8	0	1	20,12	78,89	46	0,27	1,54	12,19	86
9	0	0,23	12,49	87,29	47	10,94	3,63	51,04	34,38
10	0	4,05	25,37	70,57	48	8,99	2,38	32,92	55,71
11	0	1,95	21,89	76,16	49	1,47	2,85	27,35	68,34
12	0	0,36	10	89,64	50	0	1,61	23,76	74,63
13	0	1,84	26,59	71,57	51	0	0,66	36,58	62,76
14	0	4,61	31,03	64,36	52	0	4,1	7,94	87,96
15	0	0,31	6,73	92,96	53	30,56	11,82	8,49	49,12
16	0	0,22	21,86	77,92	54	0	1,98	33,09	64,93
17	0	0,18	22,01	77,81	55	0	3,22	8,82	87,96
18	0	0,22	8,88	90,9	56	2,2	2,34	8,42	87,04
19	0	0,77	9,24	89,99	57	2,87	1,64	12,33	83,16
20	0	0	22,3	77,7	58	4,89	1,1	13,58	80,43
21	0	1,27	14,2	84,53	59	0	8,59	24,73	66,67
22	0	1,59	45,45	52,96	60	0	1,39	12,06	86,55
23	0	0	24,78	75,22	61	0	0,95	20,23	78,82
24	0	1,8	16,67	81,53	62	0	3,68	17,95	78,37
25	1,56	3,93	32,77	61,74	63	0	0	18,78	81,22
26	2,39	2,83	17,73	77,04	64	0	11,29	18,6	70,11
27	0	2,6	21,52	75,87	65	0	0,74	10,54	88,72
28	0	0	11,37	88,63	66	0	2,73	12,42	84,85
29	0,81	9,04	26,66	63,5	67	0	0,11	6,62	93,26
30	2,57	0,51	21,36	75,55	68	0	0	20,74	79,26
31	0	0,24	6,19	93,57	69	0	0	17,5	82,5
32	0	2,76	11,42	85,82	70	0	3,1	15,42	81,48
33	0	2,26	15,52	82,22	71	0	5,12	13,7	81,18
34	0	1,22	19,49	79,3	72	0	1,35	10,33	88,32
35	0	0	8,43	91,57	73	4,09	1,32	11,97	82,62
36	0	0,37	12,66	86,97					

Gleby i grunty osiedli położonych na południe i północ od centrum miasta („Zastalowskie”, „Morelowa”, część „Kilińskiego” – próby 21, 43-46, 50, 64-68, 37, 54-57) oraz części terenów na północny wschód od centrum („Dolina Zielona”, „Tysiąclecia” – próby 26, 47-49) wykazują dużą zawartość kamieni w poziomie wierzchnim (w 33,33 – 50,00 % prób stwierdzono zawartość wyższą w porównaniu z glebami pozamiejskimi). Również w pozostałych lokalizacjach spotykane są tereny o dużej zawartości tej frakcji, lecz ma to charakter bardziej lokalny. Najmniej kamieni stwierdzono w glebach i gruntach terenów położonych na południowy zachód i północny zachód od centrum miasta (osiedla: „Kilińskiego”, „Piastowskie”, „Słoneczne”, sektor przemysłowy wzdłuż al. Zjednoczenia – zawartość wyższą w porównaniu z glebami pozamiejskimi stwierdzono tutaj w 12,90 – 20,00 % prób). Istotność wpływu lokalizacji na kształtowanie się zawartości frakcji części mineralnych o średnicy powyżej 20 mm wykazała analiza wariancji z $p < 0,05$ (tab. 3).

TABELA 2

Statystyki podstawowe opisujące zmienność wyników analizy składu granulometrycznego gleb i gruntów miasta Zielona Góra.

	N _{wzrosty}	Średnia	P. ułn. -95,000%	P. ułn. +95,000%	Mediana	Suma	Minimum
Lokalizacja	73	36,644	31,600	41,688	37	2675	0
Części o śr. >20 mm	73	1,481	0,431	2,531	0	108,11	0
Części o śr. 20-10 mm	73	2,361	1,658	3,065	1,39	172,37	0
Części o śr. 10-10 mm	73	19,399	17,068	21,730	17,73	1416,15	6,19
Części o śr. < 1 mm	73	76,758	73,715	79,801	79,26	5603,34	33,07
	Maksimum	Doty. Kwartyl	Górny Kwartyl	Rozstęp	Kwartyl Rozstęp	Wariancja	Odcz. Std.
Lokalizacja	73	18	55	73	37	467,371	21,619
Części o śr. >20 mm	30,56	0	0,27	30,56	0,27	20,236	4,498
Części o śr. 20-10 mm	15,79	0,66	2,8	15,79	2,14	9,093	3,015
Części o śr. 10-10 mm	51,04	11,97	24,74	44,85	12,77	99,822	9,991
Części o śr. < 1 mm	93,57	70,57	86,67	60,5	16,1	170,072	13,041
	Błąd standard	Skośność	Bł. std. Skośności	Kurtosis	Bł. std. Kurtosis		
Lokalizacja	2,530	-0,019	0,281	-1,214	0,555		
Części o śr. >20 mm	0,527	4,848	0,281	26,893	0,555		
Części o śr. 20-10 mm	0,353	2,545	0,281	7,032	0,555		
Części o śr. 10-10 mm	1,169	1,018	0,281	0,880	0,555		
Części o śr. < 1 mm	1,526	-1,336	0,281	2,008	0,555		

Obecność żwiru grubego stwierdzono we wszystkich lokalizacjach, aczkolwiek nie we wszystkich próbach glebowych. Analiza wariancji nie wykazała istotnej zależności między zawartością tej frakcji w powierzchniowych warstwach gleb i gruntów miejskich, a rozmieszczeniem prób w terenie (tab. 3). Miało na to wpływ znaczne rozrzucenie wyników, nawet wewnątrz danej grupy lokalizacyjnej.

W ramach analizy zawartości części szkieletowych, stwierdzono istotny wpływ lokalizacji prób na zawartość podfrakcji żwiru drobnego, co potwierdziła analiza wariancji (tab. 3). Niemniej regułą była zawyżona zawartość tej podfrakcji w glebach antropogenicznych, względem naturalnie stwierdzanej w glebach poza wpływem antropopresji. Najmniejszą średnią zawartością części o średnicy 10 – 1 mm dla danej lokalizacji

odznaczyły się gleby i grunty osiedli położonych na południe („Morelowa”, część „Ki-
lińskiego” – próby 37, 54-57) i północny zachód od centrum miasta (próby 41-42, 52-
53, 59-63) – 60,0 – 70,0 % prób przekraczających zawartość typową dla gleb natural-
nych. Pozostałe lokalizacje wykazały wyższą zawartość podfrakcji żwiru drobnego, w
porównaniu z próbami poza-miejskimi, w 90,9 – 100,0 % prób analizowanych. Wiąże
się to zapewne z masowością użycia materiałów o tej średnicy w procesach budowla-
nych. Różnicowanie natomiast może być wynikiem stosowanych technologii budowy
(budownictwo mieszkaniowe ceglane, wielkopłytowe, przemysłowe – często hale z
prefabrykatów).

TABELA 3

Analiza wariancji; zaznaczone efekty (xxxx) są istotne z $p < 0,05$.

	SK pom. grupami	df grup	SK pom. grupami	SK reszt.
Części o śr. >20 mm	2510,686	207,000	12,129	1332,209
Części o śr. 20-10 mm	2066,290	207,000	9,982	2198,509
Części o śr. 10-10 mm	41785,426	207,000	201,862	12437,855
Części o śr. < 1 mm	56613,604	207,000	273,496	21504,214
	df reszt.	SK reszt.	F	p
Części o śr. >20 mm	159,000	8,379	1,448	0,007
Części o śr. 20-10 mm	159,000	13,827	0,722	0,986
Części o śr. 10-10 mm	159,000	78,226	2,581	0,000
Części o śr. < 1 mm	159,000	135,247	2,022	0,000

4. WNIOSKI

- Gleby miejskie wykazują poza naturalną zawartością części szkieletowych, dodat-
kowe elementy o średnicy szkieletu, jak gruz ceglany, odłamki betonu, szkło i inne.
- Stwierdza się liczne przypadki warstwowego występowania w glebach miejskich
gruzu i innego rodzaju „szkieletu po-budowlanego”, co radykalnie pogarsza możli-
wości korzenienia się roślin.
- Zauważono istotne różnicowanie w zawartości frakcji kamieni oraz podfrakcji
żwiru drobnego w warstwach powierzchniowych gleb i gruntów Zielonej Góry
w zależności od lokalizacji prób, na co wpływ mogą mieć różnice w formie zabu-
dowy i stosowanych technologii budowlanych.
- Oznaczenie składu granulometrycznego w połączeniu z identyfikacją części mine-
ralnych może być istotnym wskaźnikiem antropopresji w stosunku do gleb obsza-
rów przekształconych, w tym miejskich.

5. LITERATURA

- [1] CZARNOWSKA K.: *Gleby i rośliny w środowisku miejskim*. Zesz. Probl. Post.
Nauk Roln. PAN; t. 418; z.1; s. 111-116, Warszawa (1995).
- [2] DOBRZAŃSKI B., Zawadzki S.: *Gleboznawstwo*. FWRiL. Warszawa (1995).

- [3] GREINERT A.: *Ekologia, a urbanistyka. I. Przekształcenia gleb i gruntów miasta Zielona Góra*. Mat. Konf. III Polsko-Niemieckiej Konf. Nauk. "Ekologia Pogranicza" - Łagów 1998, s.76-81, Łagów-Gorzów Wlkp. (1998).
- [4] KONECKA-BETLEY K., Janowska E., Luniewska-Broda J., Szpotański M.: *Wstępna klasyfikacja gleb aglomeracji warszawskiej*. Roczn. Gleb. t. XXXV, nr 2, s. 151-163. PTG Warszawa (1984).
- [5] TRZCIŃSKI Wł. (red.): *Systematyka Gleb Polski - wyd. IV*. Roczniki Gleboznawcze. tom XL, nr 3/4, PTG Warszawa (1989).
- [6] WIOŚ Zielona Góra: *Stan środowiska w województwie lubuskim w latach 1997-1998*. Zielona Góra – Gorzów Wlkp. (1999).

Klimat jest na tle innych rejonów Polski stosunkowo łagodny, ze średnią temperaturą powietrza 8,9 °C i opadami około 670 mm [7].

Na ogólną powierzchnię 754,75 ha zielonogórskich parków leśnych, 593,57 ha stanowią grunty zalesione, pozostałe (nie zalesione) – są w mniejszym lub większym stopniu związane z gospodarką parkowo-leśną (tereny do zalesienia lub czasowo wylesione) [6]. W obrębie gruntów zalesionych stwierdza się dominację sosny zwyczajnej (81,23% powierzchni zalesionej), tworzącej siedliska boru świeżego, boru mieszanego świeżego i rzadziej – boru suchego. Gatunkami uzupełniającymi są brzoza brodawkowata, robinia akacjowa, dąb bezszypułkowy i olsza czarna (w małym stopniu także inne gatunki). Taki układ siedliskowy panował pierwotnie na opisywanych terenach aż do czasów Średniowiecza (co potwierdza paleobotanika), kiedy to lasy Środkowej Europy zostały w znacznym stopniu wycięte. Od tego czasu do końca wieku XVIII ich skład gatunkowy zmieniał się w kierunku drzewostanu liściastego. Odkąd rozpoczęto planową gospodarkę leśną (koniec XVIII w.), zwrócono uwagę na sosnę zwyczajną jako mało wymagający i szybko rosnący gatunek. Doprowadziło to do ukształtowania się monokultur sosnowych.

W takich warunkach siedliskowych, na terenie parków leśnych Zielonej Góry, ukształtowała się przewaga gleb bielcowych, o różnym stopniu zbielcowania, kwaśnych, z mniej lub bardziej zaznaczonym poziomem wymycia i akumulacji. Ich profil charakteryzuje się typowym układem poziomów genetycznych: A0-A1-A2-BhFe-C. Poziom próchniczny ma niewielką miąższość (do 10 cm), wykazuje kwaśny odczyn i niską zasobność w składniki pokarmowe roślin.

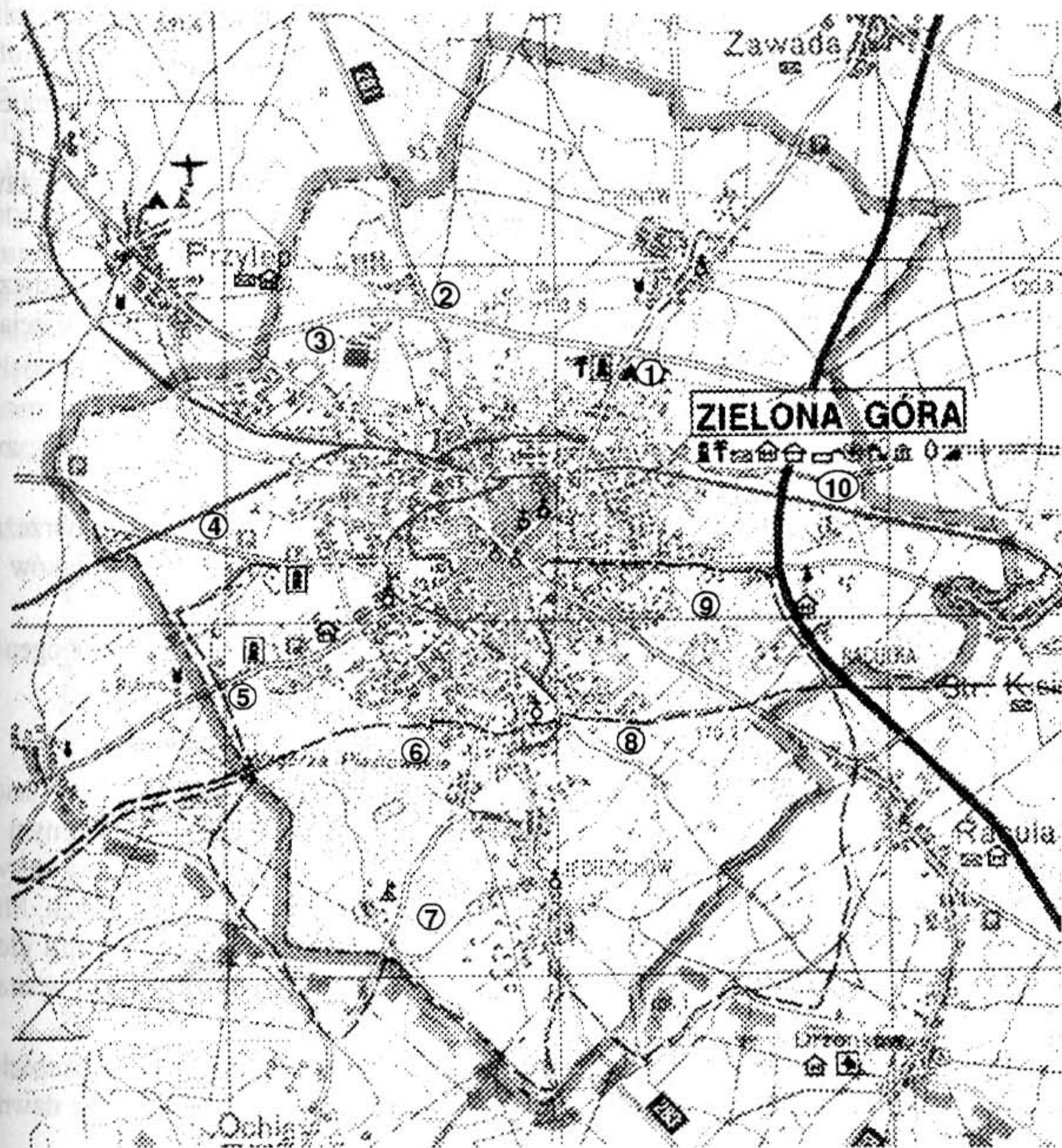
Na niewielkich obszarach spotykane są gleby brunatne, czarne ziemie, gleby murszowe i torfowe. W typie gleb brunatnych mamy najczęściej do czynienia z glebami brunatnymi wyługowanymi i brunatnymi kwaśnymi bielcowanymi. Występują one w północnej części opisywanego obszaru. Gleby w typie czarnych ziem to najczęściej czarne ziemie zdegradowane, w klasie gleb torfowych – typ gleb torfowych wytworzonych z torfów torfowisk niskich, natomiast w typie gleb murszowych – gleby mineralno-murszowe, które spotykane są na małych obszarach w południowej części opisywanego terenu. Poza ww. glebami naturalnej lito- i pedogenezy, stwierdza się licznie występujące gleby antropogeniczne, zarówno związane z prowadzoną uprawą – rigosole, jak z procesami urbanizacyjnymi – gleby urbanoziemne.

2. METODYKA BADAŃ

Wyznaczono 10 lokalizacji w obrębie parków leśnych miasta Zielona Góra, usytuowanych wokół ośrodka miejskiego (rys. 1).

W każdej z lokalizacji pobrano zbiorcze próby powierzchniowe (0 – 20 cm) z 3 odległości od skraju kompleksu leśnego, bądź lokalnego emitora, np. drogi szybkiego ruchu przecinającej kompleks, osiedla mieszkalnego, kotłowni lokalnej (A – do 10 m, B – 50 m, C – 200 m). Wszystkie z powierzchniowych prób glebowych pobrane zostały z poziomu próchnicznego gleb bielcowych. Odczyn oznaczono w zawiesinie wodnej i 1m KCl przy stosunku wagowym gleba sucha : roztwór 1 : 2,5. Metale ciężkie

(Pb, Cd i Zn) oznaczono metodą płomieniowej absorpcji atomowej po spaleniu w piecu mufowym, w temperaturze 550 °C i rozpuszczeniu w wodzie królewskiej (formy ogółem) oraz po ekstrakcji na zimno roztworem 0,1m HCl (formy potencjalnie dostępne dla roślin).



Rys. 1 Umiejscowienie punktów badawczych w obrębie zielonogórskich parków leśnych.

3. PRZEKSZTAŁCENIA MECHANICZNE GLEB

Ostatnie 200 lat odcisnęły piętno na wyglądzie i zagospodarowaniu leśnych powierzchni wokół Zielonej Góry. Naturalne siedliska boru sosnowego i dębiny, zostały zastąpione w XIX i XX wieku produkcyjnymi nasadzeniami sosny zwyczajnej, zgodnie z ustaleniami leśników niemieckich. Od końca lat 70-tych XX wieku zauważalna jest dążność do przebudowy drzewostanu w kierunku boru mieszanego, lepiej spełniającego

funkcjonalne wymogi parku miejskiego i odporniejszego w stosunku do chorób i szkodników. Leśne działania hodowlane, produkcyjne i związane z introdukcją nowych nasadzeń jak też wiele innych, nie związanych z gospodarką leśną, np. eksploatacja węgla brunatnego i surowców mineralnych, w tym glin i iłów na opisywanym obszarze w I połowie XX w., doprowadziły do daleko posuniętych przekształceń mechanicznych gleb. Bezpośrednio wynikają one z:

- gospodarki leśnej (wyrębów i nasadzeń drzew),
- formowania i użytkowania parków (budowa dróg, alejek, często z użyciem materiałów nawiezionych),
- działalności wydobywczej węgla brunatnego, piasku, żwiru, glin i iłów (powstawanie zapadlisk, hałd i wyrobisk, formowanie się lejów depresyjnych, itd.).

Efektom tych procesów jest obecność, poza glebami naturalnymi, gleb o mechanicznie zmienionym profilu i odrębnych w stosunku do sytuacji pierwotnej właściwościach. Można wśród nich wyróżnić:

- antropogeniczne gleby leśne (kulturoziemy leśne),
- gleby utworzone na sztucznie usypanych skałach macierzystych (hałdach, zwałach),
- gleby o skróconym profilu glebowym wskutek działań budowlanych na obrzeżach kompleksów leśnych i na terenach przyległych do nowo budowanych szlaków komunikacyjnych,
- gleby o profilu wzbogaconym w materiały i substancje pochodzenia antropogenicznego,
- gleby zaburzone wskutek ruchów mas gruntu.

Antropogeniczne gleby leśne, odznaczające się wymieszaniem próchnicy oraz ściółki z głębszymi poziomami glebowymi, występują praktycznie na całym opisywanym obszarze (najmniej w obrębie Wału Zielonogórskiego). Ich wierzchnie poziomy są typowym obrazem prowadzonych wyrębów, nasadzeń oraz orek na zrębach czystych. Materia organiczna oraz ściółka w różnym stopniu rozkładu, jest obecna w profilu glebowym do głębokości nawet 80 cm, a materia mineralna jest do tej głębokości w znacznym stopniu homogeniczna.

Gleby utworzone na hałdach wykazują bardzo różnorodne cechy, w zależności od materiału zwałowanego i wieku hałdy. W opisywanym terenie towarzyszą one dawnym cegielniom i innym wyrobiskom.

Coraz większe połacie lasów znajdują się w bezpośrednim zasięgu działań budowlanych, związanych z mieszkalnictwem, drogownictwem i innymi rodzajami aktywności. Rezultatem takiego stanu rzeczy, coraz częściej stwierdzane są gleby ogłowione, tj. pozbawione poziomów (warstw) wierzchnich. Poziom dekapitacji jest różny – od zdjęcia warstwy próchnicznej (0 – 10 (30) cm), do kilkudziesięciu centymetrów. Gleby tak przekształcone mają bardzo zróżnicowane właściwości nawet w obrębie jednej lokalizacji, zawsze natomiast wykazują niską zasobność i żyzność (w tym niskie zdolności sorpcyjne).

Równie częste, a w niektórych lokalizacjach dominujące są przekształcenia polegające na domieszaniu materiałów obcych. Niestety najczęściej mamy tutaj do czynienia z odpadami komunalnymi i budowlanymi o różnym składzie i granulacji, nagminnie wyrzucanymi do lasów przyległych do dzielnic mieszkaniowych (punkty 4, 5, 8 i 9). Stwierdzone są również działania mające na celu umocnienie dróg i alejek parkowych (niektóre przystosowane zostały do transportu samochodowego) przez naniesienie żużlu, tłuczni i gryzu kamiennego. W ostatnim przypadku mamy do czynienia, poza wprowadzeniem obcego materiału, również z zagęszczeniem poziomów wierzchnich profilu glebowego, co odbija się na właściwościach fizycznych gleb [1].

Gleby przekształcone w efekcie ruchów mas gruntu (lokalnego zapadania się terenu) spotykane są głównie na zachód od obszaru zabudowanego. Jest to spowodowane istnieniem w tym rejonie korytarzy podziemnych związanych z dawnym wydobywaniem węgla brunatnego. W wyniku osuwania się powierzchniowych warstw gleby otaczającej zapadlisko oraz akumulacją w nim ściółki, wytwarzają się w ich obrębie gleby o głębokim poziomie próchnicznym, trudne do sklasyfikowania. Najbliższym prawdzie opisem byłoby stwierdzenie działania naturalnych procesów, przy antropogenicznym czynniku sprawczym (rys. 2).



Rys. 2. Zapadliska w lesie komunalnym około punktu badawczego numer 5; zachodnia strona miasta Zielona Góra.

4. ZMIANY NIEKTÓRYCH WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNYCH GLEB

4.1 Odczyn

W tabeli 1 zestawiono wartości odczynu analizowanych bielicowych gleb leśnych obszaru parków około-zielonogórskich. Na ich podstawie można określić, że gleby znajdujące się poza bezpośrednim wpływem oddziaływania emitorów zanieczyszczeń odznaczają się wartościami analizowanego wskaźnika w granicach 4,09-5,22 (w H_2O) i 3,20-4,37 (w 1m KCl). Są to wartości typowe dla borów sosnowych z udziałem ga-

tunków liściastych, rosnących na lekkich glebach piaszczystych, co potwierdza literatura [6].

TABELA 1

*Odczyn poziomu próchnicznego gleb bielcowych
na terenie parków leśnych Zielonej Góry.*

Opis próby	pH w H ₂ O	pH w KCl
1A	6,83	6,70
1B	6,90	6,82
1C	4,81	4,04
2A	7,05	6,90
2B	5,15	4,20
2C	4,83	3,96
3A	6,39	5,32
3B	5,72	4,67
3C	4,74	4,08
4A	5,46	4,53
4B	5,15	4,33
4C	4,23	4,02
5A	5,81	5,13
5B	4,52	3,96
5C	4,76	3,93
6A	4,90	4,12
6B	4,76	4,42
6C	5,13	4,67
7A	4,09	3,27
7B	4,15	3,40
7C	4,30	3,20
8A	5,14	4,10
8B	5,19	4,19
8C	4,38	3,81
9A	5,82	5,25
9B	4,46	4,33
9C	5,22	4,37
10A	4,45	3,79
10B	5,45	4,56
10C	4,36	3,80

Na uwagę zasługuje fakt, że niektóre z lokalizacji (6, 7, 10) wykazują nieznaczne zróżnicowanie odczynu wraz z oddaleniem w głąb kompleksu leśnego. Świadczyć to może o niewielkim oddziaływaniu ośrodka miejskiego na te tereny. W pozostałych

Andrzej GREINERT *

GLEBY LEŚNE ZIELONOGÓRSKICH LASÓW KOMUNALNYCH JAKO PRZYKŁAD ANTROPOGENIZACJI ŚRODOWISK WOKÓŁ-MIEJSKICH

Streszczenie

Bezpośrednie otoczenie Zielonej Góry odznacza się przewagą gleb bielicowych wśród gleb ekosystemów leśnych. Na mniejszych powierzchniach odnotowuje się gleby rdzawe i brunatne, a w nisko położonych enklawach stwierdzane są gleby murszowe i czarne ziemie. W obrębie lasów komunalnych obserwowane są obecnie zmiany zarówno w profilu glebowym – w kierunku tworzenia się kulturoziemów leśnych, jak też w chemizmie gleb (wzrost odczynu powierzchniowej warstwy gleb, wzbogacenie w metale ciężkie). Na podstawie badań terenowych stwierdzono w wielu miejscach zaburzenia budowy profilu glebowego. Związane jest to z wyrębem drzew oraz formowaniem dróg, alejek itp. wewnątrz kompleksów parkowych, często z wykorzystaniem nawiezonego materiału utwardzającego (gruz, żużel, tłuczeń itd.), zmieniającego zarówno budowę profilu glebowego jak właściwości gleb. Z racji bliskiego położenia opisywanych terenów względem osiedli mieszkaniowych, powierzchnia gleb jest w dużej mierze wzbogacona w różnorodne substancje i materiały odpadowe.

1. WPROWADZENIE

Naturalne gleby obszaru dzisiejszych parków leśnych Zielonej Góry zostały uformowane z materiałów polodowcowych zlodowacenia środkowo-polskiego (stadiał mazowiecko-podlaski) i zlodowacenia bałtyckiego (faza leszczyńska) oraz z osadów późnego plejstocenu i holocenu. Dominującymi formami geologicznymi tego obszaru są:

- równiny sandrowe, zbudowane z piasków i żwirów wodno-lodowcowych,
- moreny czołowe, zbudowane z piasków, żwirów i głazów,
- moreny denne, zbudowane z piasków, żwirów, mułków i utworów gliniastych.

Relief opisywanego terenu odznacza się dużą złożonością – od wzgórz Wału Zielonogórskiego na południu i południowym zachodzie, do równinnego obszaru Niecek Płotowskiej i Chynowskiej na północy obszaru miejskiego Zielonej Góry. Różnice wysokości względnej dochodzą do 150 m.

lokalizacjach obserwowana jest tendencja wyraźnego podwyższenia odczynu poziomu próchnicznego w bezpośredniej odległości dróg i zabudowań miejskich (skutek antropopresji). Przyczyn takiego wzrostu można upatrywać w kilku zasadniczych kierunkach antropopresji: zapyleniu partii lasu wystawionych na działanie mas powietrza znad ośrodka miejskiego, wprowadzeniu do gleb (czy też na ich powierzchnię) materiałów pochodzenia antropogenicznego często o właściwościach alkalicznych (mat. budowlane na bazie wapna), stosowaniu wapna nawozowego w przyleśnych ogrodach działkowych i pasach zieleni przydrożnej.

4.2 Zawartość metali ciężkich

Jednym z częściej analizowanych wskaźników antropogenicznego oddziaływania na środowisko naturalne jest podwyższenie zawartości metali ciężkich w próchnicznej warstwie gleb. Jest to wskaźnik pozostający w ścisłym związku z wielkością kompleksu sorpcyjnego gleby. Klasyfikując analizowane gleby do grup gleb o określonej odporności na degradację chemiczną zgodnie z metodyką IUNG (za Kabatą-Pendias), uzyskano informację, że tylko dwie próby: 1A i 7C należą do grupy BG – o średniej odporności, natomiast wszystkie pozostałe do AG – o najniższej odporności, co świadczy o małych możliwościach przeciwstawiania się procesom degradacyjnym opisywanych gleb (głównie z uwagi na bardzo małe możliwości sorpcyjne) [5].

W przedstawianej pracy przeanalizowano zawartość ołowiu, kadmu i cynku w glebach w formie ogólnej oraz potencjalnie przyswajalnej dla roślin. Ukazano również jaki procent ogólnej zawartości analizowanych metali może być pobrany przez roślinność. Daje to odpowiedź nie tylko na pytanie o zanieczyszczenie gleb, lecz również o potencjalne niebezpieczeństwo skażenia roślin na nich rosnących. Uzyskane rezultaty zestawiono w tabeli 2.

Największą zawartość ołowiu stwierdzono w próbie glebowej pobranej w punkcie 7C (180,26 mgPb/kg s.m.), natomiast najmniejszą – w punkcie 2A (21,10 mgPb/kg s.m.). Próby gleb o stosunkowo wyższej zawartości Pb pochodziły z punktów w pobliżu szlaków komunikacyjnych, natomiast najniższe wyniki uzyskano dla gleb przekształconych mechanicznie w rezultacie prowadzonych budów (1A, 2A, 2B, 3A), przez co na powierzchni znalazł się materiał krócej wystawiony na działanie osiadających pyłów. Spośród 30 punktów badawczych 2 mieszczą się, zgodnie z klasyfikacją IUNG [5], w granicach tła chemicznego (kategoria „0”), 21 mieści się w „I” kategorii zanieczyszczenia gleb (wskazującej na antropogeniczne podwyższenie zawartości), 6 w „II” kategorii zanieczyszczenia (wskazującej na słabe zanieczyszczenie) i 1 w „III” kategorii zanieczyszczenia (wskazującej na średnie zanieczyszczenie).

Również w punkcie 7C odnotowano najwyższą zawartość kadmu (1,16 mgCd/kg s.m.), a w punktach 1C i 2A – najniższą (0,44 mgCd/kg s.m.). Zaobserwowano analogiczny do ołowiu rozkład względnie niskich koncentracji kadmu. Inaczej przebiega rozkład względnie wysokich koncentracji kadmu – punkty 4A, 4C, 5A, 5B, 5C, 6B, 6C, 9A i 9C. Zgodnie z klasyfikacją IUNG 28 prób mieści się w „I” kategorii zanieczyszczenia, natomiast 2 – w „drugiej”.

TABELA 2

Zawartość ołowiu, kadmu i cynku w poziomie próchnicznym gleb bielcowych na terenie parków leśnych Zielonej Góry.

Opis próby	Pb			Cd			Zn		
	O ^{a)}	P ^{b)}	P/O ^{c)}	O	P	P/O	O	P	P/O
	mg/kg s.m.		%	mg/kg s.m.		%	mg/kg s.m.		%
1A	38,96	13,85	35,65	0,58	0,24	40,86	77,94	37,14	47,65
1B	50,28	21,94	43,64	0,48	0,14	28,13	98,10	32,10	32,72
1C	41,46	31,52	76,01	0,44	0,11	25,91	38,84	10,52	27,10
2A	21,10	17,16	81,31	0,44	0,11	23,86	38,16	14,10	36,95
2B	35,12	28,73	81,81	0,46	0,17	37,17	46,70	27,09	58,01
2C	44,16	36,14	81,84	0,54	0,20	37,78	50,68	33,30	65,71
3A	25,98	11,19	43,06	0,50	0,19	37,20	41,94	8,76	20,89
3B	40,42	35,29	87,31	0,54	0,28	51,67	43,44	30,72	70,72
3C	40,80	36,02	88,28	0,68	0,45	66,18	67,80	57,15	84,29
4A	69,22	44,69	64,56	0,88	0,53	60,68	86,90	70,89	81,58
4B	34,80	28,08	80,70	0,62	0,20	32,42	48,90	23,61	48,28
4C	55,08	46,38	84,20	0,84	0,56	66,07	68,08	20,72	30,43
5A	53,00	43,73	82,51	0,88	0,52	58,98	216,60	131,40	60,66
5B	91,70	62,76	68,44	0,78	0,49	62,31	68,34	56,34	82,44
5C	92,30	63,72	69,04	0,74	0,50	67,30	68,46	21,23	31,01
6A	48,14	31,92	66,31	0,56	0,14	24,64	47,30	15,20	32,14
6B	76,08	25,94	34,09	0,98	0,62	63,67	106,26	93,09	87,61
6C	54,26	36,14	66,61	0,70	0,33	46,71	76,86	48,27	62,80
7A	84,98	53,61	63,09	0,64	0,26	41,25	52,06	28,62	54,98
7B	46,68	35,42	75,88	0,54	0,12	22,22	41,54	12,87	30,97
7C	180,26	151,99	84,32	1,16	0,24	21,00	80,98	21,52	26,58
8A	50,00	33,97	67,94	0,62	0,19	30,00	58,48	42,06	71,92
8B	47,28	41,92	88,66	0,66	0,23	35,45	50,22	38,91	77,48
8C	67,66	51,20	75,67	0,66	0,34	51,36	49,12	34,77	70,79
9A	41,00	27,44	66,93	0,96	0,74	77,19	90,62	21,36	23,57
9B	80,70	48,06	59,55	1,08	0,82	76,11	92,60	21,62	23,35
9C	35,78	23,24	64,96	0,64	0,27	41,72	49,02	11,37	23,20
10A	96,68	63,81	66,00	0,92	0,30	33,00	73,06	20,29	27,78
10B	31,32	18,51	59,10	0,68	0,28	41,03	57,18	16,04	28,05
10C	61,32	44,09	71,90	0,74	0,39	52,30	52,44	14,99	28,59

a) ogółem – oznaczona po spaleniu i rozтворzeniu w wodzie królewskiej,

b) forma rozpuszczalna w 0,1m HCl (potencjalnie dostępna dla roślin),

c) udział formy potencjalnie dostępnej dla roślin w formie ogółem

Największą zawartość cynku odnotowano w punkcie 5A (216,60 mgZn/kg s.m.), natomiast najniższą w punkcie 2A (38,16 mgZn/kg s.m.). Podwyższoną zawartość cynku

odnotowano w glebach punktów 6B, 9A i 9B, natomiast względnie niskie w punktach 1C, 2B i 3A. Zgodnie z klasyfikacją IUNG, do kategorii tła chemicznego należy pod względem za-wartości cynku 10 prób, 18 prób do „I” kategorii, 1 – do „II” kategorii i 1 – do „III” kategorii zanieczyszczenia.

5. PRZESTRZENNE ROZMIESZCZENIE GLEB PRZEKSZTAŁCONYCH

Parki leśne Zielonej Góry rozmieszczone są wokół całego miasta, z małymi przerwami w „zielonym pierścieniu” na północ i południe od centrum miasta. Głównymi od 20 lat kierunkami ekspansji miasta są południowo-wschodni i wschodni (obecnie rozważany jest dodatkowo kierunek północny). Uprzednio takim kierunkiem był kierunek zachodni, który na dzień dzisiejszy nie wydaje się być rozwojowym (zwarty kompleks leśny, zagrożenie szkodami górniczymi). Północno-wschodni rejon Zielonej Góry jest zajęty przez kwartał przemysłowy. Północny skraj miasta znajduje się natomiast pod wpływem głównych arterii szybkiego ruchu, tworzących obwodnicę miasta Zielona Góra.

Takie rozmieszczenie lasów wokół-miejskich powoduje, że prowadzone przy rozbudowie miasta prace muszą z istoty rzeczy ingerować bezpośrednio w ekosystemy leśne. Widoczne są liczne formy przekształceń gleb leśnych:

- przekształcenia mechaniczne,
- przekształcenia chemiczne,
- naruszenie stosunków wodnych,

związane nie tylko z gospodarką leśną, co do niedawna było podstawową przyczyną zmienności gleb leśnych na opisywanym terenie, ale także z rozwojem miasta z idącą za tym infrastrukturą przemysłową, komunikacyjną itd.

Przedstawione wyniki badań wskazują na alkalizowanie gleb parków leśnych w kierunku północnym (punkty badawcze 1, 2, 3), co jest zgodne z rozprzestrzenianiem się zapylenia znad ośrodka miejskiego (główne wiatry wieją z południa i południowego zachodu), natomiast wzbogacenie powierzchniowej warstwy gleb w metale ciężkie związane jest raczej z lokalnymi źródłami tych zanieczyszczeń, na co wskazuje względnie wyższa zawartość Pb, Cd i Zn w punktach badawczych 4 i 5 (sąsiedztwo strefy przemysłowej miasta) oraz 6, 7 i 9 (niedaleka odległość od lokalnych kotłowni osiedlowych) [2, 3].

Pod względem przekształceń mechanicznych, najsilniejsze obserwowane są obecnie w parkach leśnych północnych rejonów opisywanego obszaru (okolice punktów 1, 2 i 3) – na skutek budowy obwodnicy miasta oraz zachodniego skraju miasta (punkty 4 i 5) – z racji dawnej eksploatacji kopalni, a także przecięcia kompleksu leśnego licznymi drogami, w tym częściowo utwardzonymi. Należy również spodziewać się dalszego postępowania przekształceń gleb leśnych zachodnich i północnych rejonów miasta, głównie wskutek rozbudowy osiedli mieszkaniowych.

Z racji niejednoznacznej roli lasów komunalnych, otaczających miasto (urządzanie terenów zielonych wewnątrz miasta jest już praktycznie niemożliwe w związku ze zwartą zabudową), należy podjąć kroki w celu ochrony substancji leśnej oraz przeciw-

działania degradacji gleb i gruntów leśnych. Szczególną troską mieszkańców winno być utrzymanie w czystości powierzchni gleb, przez co uniknie się nie tylko estetycznego zubożenia lasów, lecz także obserwowanego ostatnio wkraczania w ekosystem boru sosnowego roślinności ruderalnej.

6. WNIOSKI

- Gleby leśne w coraz większym stopniu są przekształcane przez różnorodną działalność człowieka;
- Na gruntach, gdzie prowadzona jest gospodarka leśna obserwuje się tworzenie kulturoziemów leśnych,
- Wokół aglomeracji miejskich gleby leśne są w znacznym stopniu przekształcone chemicznie, zwłaszcza poprzez alkalizację i wzbogacenie w metale ciężkie poziomu próchnicznego,
- Gleby zalesionych obszarów podmiejskich coraz częściej nie wykazują typowych cech dla naturalnych gleb leśnych, natomiast cechy gleb antropogenicznych.

7. LITERATURA

- [1] GREINERT A.: *Ekologia, a urbanistyka. I. Przekształcenia gleb i gruntów miasta Zielona Góra*. Mat.Konf. III Polsko-Niemieckiej Konf. Nauk. "Ekologia Pogranicza" - Łagów 1998, s.76-81, Łagów-Gorzów Wlkp. (1998).
- [2] GREINERT A., Błaszczuk P.: *Ekologia, a urbanistyka. II. Źródła zanieczyszczeń gleb i gruntów Zielonej Góry*. Mat.Konf. III Polsko-Niemieckiej Konf. Nauk. "Ekologia Pogranicza" - Łagów 1998, s.85-90 Łagów-Gorzów Wlkp. (1998).
- [3] GREINERT A., Błaszczuk P.: *Ekologia, a urbanistyka. III. Zanieczyszczenia zielonogórskich gleb i gruntów. Sytuacja na tle innych miast Polski*. Mat.Konf. III Polsko-Niemieckiej Konf. Nauk. "Ekologia Pogranicza" - Łagów 1998, s.97-101 Łagów-Gorzów Wlkp. (1998).
- [4] PEDIZ: *Elaborat 1995-2004*. PEDIZ Sp. z o.o. Zielona Góra (1995).
- [5] PIOŚ, red. Kabata-Pendias: *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA*. Biblioteka Monitoringu Środowiska; Warszawa. (1995).
- [6] UGGLA H.: *Gleboznawstwo leśne*. PWRiL. Warszawa (1979).
- [7] WIOŚ Zielona Góra: *Stan środowiska w województwie lubuskim w latach 1997-1998*. Zielona Góra – Gorzów Wlkp. (1999).

Izabela PAWŁOWSKA*

ANALIZA TECHNICZNO-EKONOMICZNA MODERNIZACJI ŹRÓDŁA CIEPŁA

Streszczenie

Przemiany dokonujące się w Polsce na przełomie ostatnich lat uświadomiły, że znajomość końcowego efektu finansowego każdej inwestycji jest głównym czynnikiem decydującym o realizacji przedsięwzięcia. Koniecznym elementem każdej nowej koncepcji lub modernizowanego projektu jest analiza ekonomiczna, która daje możliwość porównywania różnych technicznie wariantów i wyboru najodpowiedniejszego, zapewniającego powodzenie finansowe inwestycji. W artykule przedstawiono analizę ekonomiczną modernizacji kotłowni węglowej zaopatrującej w ciepło miasto Zawidów.

1. WSTĘP

Zdecydowana większość starych źródeł ciepła, ze względu na ich wyjątkowo zły stan techniczny i szkodliwość środowisku naturalnemu, powinna być zastępowana wysokosprawnymi kotłowniami opalanyymi ekologicznymi paliwami płynnym i gazowymi. O zasadności takiego postępowania nie trzeba zbytnio przekonywać. Świadczą o tym aspekty ekologiczne oraz ekonomiczne takich przedsięwzięć. Pojawia się natomiast nowy problem - wybór odpowiedniego wariantu modernizacji źródła ciepła. Stąd też nieodzownym elementem każdego przedsięwzięcia jest analiza ekonomiczna. Pozwala ona na dokonanie wyboru takiego wariantu modernizacji, spośród wszystkich technicznie akceptowanych, który zapewnia najlepszy efekt ekonomiczny.

W artykule przedstawiono analizę ekonomiczną modernizacji kotłowni węglowej zaopatrującej w ciepło miasto Zawidów.

2. TECHNICZNE MOŻLIWOŚCI MODERNIZACJI STARYCH ŹRÓDEŁ CIEPŁA - PRZYKŁAD DLA ZAWIDOWA

2.1 Opis stanu istniejącego przed modernizacją

W wyniku przemian organizacyjnych i własnościowych wynikających z ustawy samorządowej w 1996 roku Miasto Zawidów przejęło od Fabryki Maszyn Budowlanych „ZREMB” kotłownię miejską [Praca zbiorowa, 1998]. Tak jak dotychczas przejęta kotłownia miała zapewniać ciepło na potrzeby miasta i fabryki. Wytwarzanie ciepła odbywało się przy wykorzystaniu dwóch wysokoparametrowych kotłów WR5-022 o mocy 5.8 MW każdy opalanych miałem węglowym. Po roku eksploatacji stan techniczny kotłowni określono jako bliski „śmierci technicznej”. W sezonie grzewczym 1997-1998 pracował tylko jeden kocioł ze sprawnością użytkową 50%, co dawało mocy wyjściowej 2.8 MW. Kotłownia nie wytwarzała już ciepła na potrzeby „ZREMBU”, a mimo to niedomiar mocy wynosił wówczas 1.2 MW. Spowodowało to niedotrzymywanie temperatury obliczeniowej w pomieszczeniach ogrzewanych oraz problemy z uzyskaniem wymaganej temperatury ciepłej wody użytkowej $+50^{\circ}\text{C}$ przy temperaturach powietrza zewnętrznego poniżej -6°C . Na początku 1998 roku Rada Miasta, zdając sobie sprawę z rzeczywistego stanu technicznego źródła ciepła, podjęła decyzję o kompleksowej modernizacji systemu ciepłowniczego Zawidowa.

2.2 Warianty modernizacji źródła ciepła dla Zawidowa

Spośród analizowanych wariantów modernizacji ciepłowni miejskiej w Zawidowie, jako możliwe, technicznie akceptowane przyjęto dwa rozwiązania [Praca zbiorowa, 1998]:

- **wariant 1** - budowa nowoczesnej wysokoparametrowej kotłowni olejowej o mocy szczytowej 4.2 MW w miejsce starego źródła ciepła. W przyjętym wariantcie oprócz prac związanych z budową źródła ciepła założono konieczność wymiany fragmentu, będącej w fatalnym stanie technicznym, magistrali ciepłowniczej (400m) oraz modernizację 19 węzłów cieplnych;
- **wariant 2** - zastąpienie starego źródła ciepła pięcioma niskoparametrowymi kotłowniami lokalnymi o łącznej mocy szczytowej 4.2 MW, wybudowanymi w miejsce starych węzłów cieplnych oraz modernizację pozostałych 14 węzłów.

W związku z brakiem dostępu do gazu ziemnego w obu wariantach modernizacji założono, że nośnikiem energii pierwotnej będzie lekki olej opałowy Ekoterm.

Ponieważ często inwestorzy nie posiadają wystarczającej ilości wolnych środków finansowych potrzebnych na przeprowadzenie inwestycji, analizę techniczno-ekonomiczną modernizacji źródła ciepła Zawidowa wykonano dla dwóch opcji finansowania inwestycji:

- opcja I - realizacja całej inwestycji z funduszy inwestora;
- opcja II - realizacja inwestycji z kredytu komercyjnego.

3. PODSTAWY ANALIZY EKONOMICZNEJ

Dla określenia przewidywanych efektów ekonomicznych związanych z przeprowadzeniem modernizacji zastosowano metody obliczeniowe oparte na następujących wskaźnikach opłacalności inwestycji zalecanych min. przez Bank Światowy [T. Mróz, E. Szczechowiak, 1999, M. Robakiewicz, 1997]:

- wskaźnik zwany wartością bieżącą netto - NPV,
- wskaźnik zwany wewnętrzną stopą zwrotu - IRR,
- wskaźnik zwany prostym okresem zwrotu nakładów inwestycyjnych - SPBT.

Wartość bieżąca netto NPV liczona jest jako różnica zdyskontowanych przepływów środków pieniężnych (w danym okresie obliczeniowym) i wartości początkowej danej inwestycji:

$$NPV = \sum_{t=1}^n \frac{CF_t}{(1+R)^t} - I_0 \quad (1)$$

w którym:

NPV - wartość bieżąca netto, tys. zł

CF_t - oczekiwany przepływ środków finansowych związanych z inwestycją w roku t , tys. zł

n - liczba lat objętych analizą ekonomiczną

R - stopa dyskonta w okresie obliczeniowym

I_0 - wartość początkowa inwestycji, tys. zł

Metoda określania rentowności inwestycji na podstawie wskaźnika NPV opiera się na technikach zdyskontowanych przepływów środków pieniężnych. W metodzie tej oblicza się zaktualizowaną wartość wpływów i wypływów środków pieniężnych, a następnie liczy się NPV jako sumę zdyskontowanych przepływów. wartość zerowa NPV oznacza, że przepływy środków pieniężnych z projektu są wystarczające, aby spłacić tylko zainwestowany kapitał i otrzymać minimalną stopę dochodu z kapitału. projekt jest opłacalny, jeżeli NPV w okresie analizy jest dodatnie.

Wskaźnik wewnętrznej stopy IRR zwrotu pozwala na porównanie efektów finansowych inwestowania kapitału z obowiązującymi w danym okresie obliczeniowym rynkowymi wielkościami stóp procentowych. Wewnętrzna stopa zwrotu jest to stopa dyskonta, jakiej należałoby użyć, aby zrównoważyć koszty inwestycji i przyszłe wpływy. Analizowana inwestycja jest opłacalna, gdy wartość IRR dla danego przedsięwzięcia przewyższa obowiązującą stopę dyskonta. Wskaźnik IRR liczony jest przy założeniu użycia zerowej wartości bieżącej netto ($NPV=0$).

$$\sum_{t=1}^n \frac{CF_t}{(1 + IRR)^t} = I_0 \quad (2)$$

w którym:

CF_t - oczekiwany przepływ środków finansowych związanych z inwestycją w roku t , tys. zł

n - liczba lat objętych analizą ekonomiczną

I_0 - wartość początkowa inwestycji, tys. zł

Prosty okres zwrotu nakładów inwestycyjnych SPBT [lata] określany jest zależnością:

$$SPBT = \frac{I_0}{S} \quad (3)$$

w którym:

S - saldo, średnie roczne oszczędności finansowe wynikające z realizacji danej inwestycji w okresie analizy, tys. zł/rok

I_0 - wartość początkowa inwestycji, tys. zł

4. WYNIKI PRZEPROWADZONEJ ANALIZY

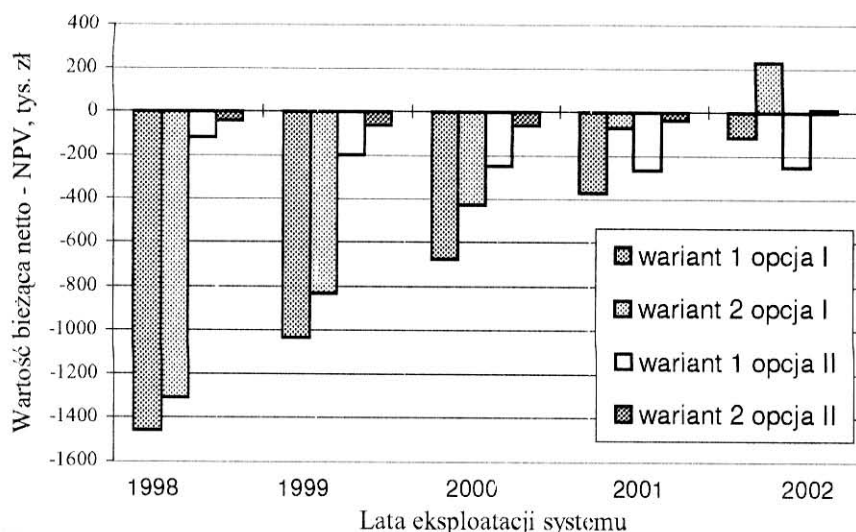
Analizę ekonomiczną modernizacji ciepłowni miejskiej w Zawidowie wykonano przy pomocy arkusza kalkulacyjnego Microsoft Excel. Dane wyjściowe do analizy ekonomicznej zawarto w tabeli 1, natomiast wyniki oceny ekonomicznej inwestycji zobrazowano na wykresach:

TABELA 1

Dane wyjściowe do analizy ekonomicznej

Parametr	OPCJA I		OPCJA II	
	Wariant 1	Wariant 2	Wariant 1	Wariant 2
Czas prowadzenia analizy - n , lata	5	5	5	5
Stopa dyskonta - R	0.08	0.08	0.19	0.19
Wartość początkowa inwestycji - I_0 , tys. zł	1950	1850	1950	1850
Sprzedaż energii cieplnej, GJ	27000	27000	27000	27000
Wartość sprzedaży, tys. zł	1370	1370	1370	1370
Roczne koszty zakupu paliwa, tys. zł	603.9	549	603.9	549
Amortyzacja, tys. zł	130	123	390	370
Administracja koszty ogólnego zakładu, tys. zł	140	150	140	150
Koszty eksploatacyjne, tys. zł	4	4	4	4
Ubezpieczenie, tys. zł	39	22.64	39	22.64
Saldo (nadwyżka/ niedobór), tys. zł	507	349	496	389
Inne koszty, tys. zł	1.2	1.2	217.8	167.4

- ♦ rys.1 - zmiany wartości NPV w kolejnych latach objętych analizą,
- ♦ rys.2,3,4,5 - zmiany wartości NPV w zależności od stopy dyskonta (graficzne wyznaczenie wewnętrznej stopy zwrotu dla poszczególnych wariantów i opcji).

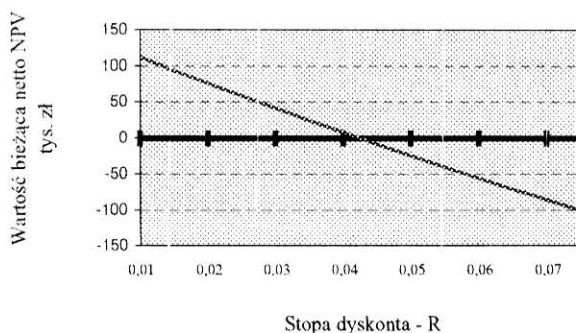


Rys. 1. Wskaźnik NPV modernizacji systemu ciepłowniczego Zawidowa

Uzyskane wyniki pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

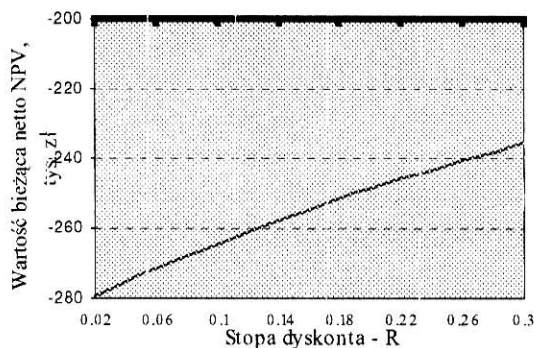
1. Budowa ciepłowni wysokoparametrowej (wariant A) jest inwestycją nieopłacalną. Wartość bieżąca netto dla tej modernizacji przyjmuje wartości ujemne w okresie analizy dla obydwu opcji finansowania. Również żadna z opcji nie daje wewnętrznej stopy zwrotu na poziomie zakładanych stóp dyskontowych:

- dla opcji I - $IRR = 0,042 < R = 0,08$,
- dla opcji II - $IRR < 0$.



Rys. 2. Wskaźnik wewnętrznej stopy zwrotu (IRR) - wariant 1 opcja I

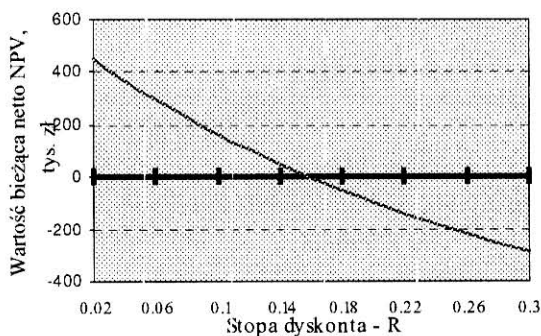
Prosty okres zwrotu nakładów inwestycyjnych SPBT, liczony wg wzoru (3), dla wariantu 1 finansowanego ze środków własnych inwestora wynosi 3 lata i 10 miesięcy, a dla drugiej opcji finansowania przekracza okres kredytowania i wynosi 5 lat i 4 miesiące



Rys.3. Wskaźnik wewnętrznej stopy zwrotu (IRR) - wariant 1 opcja II

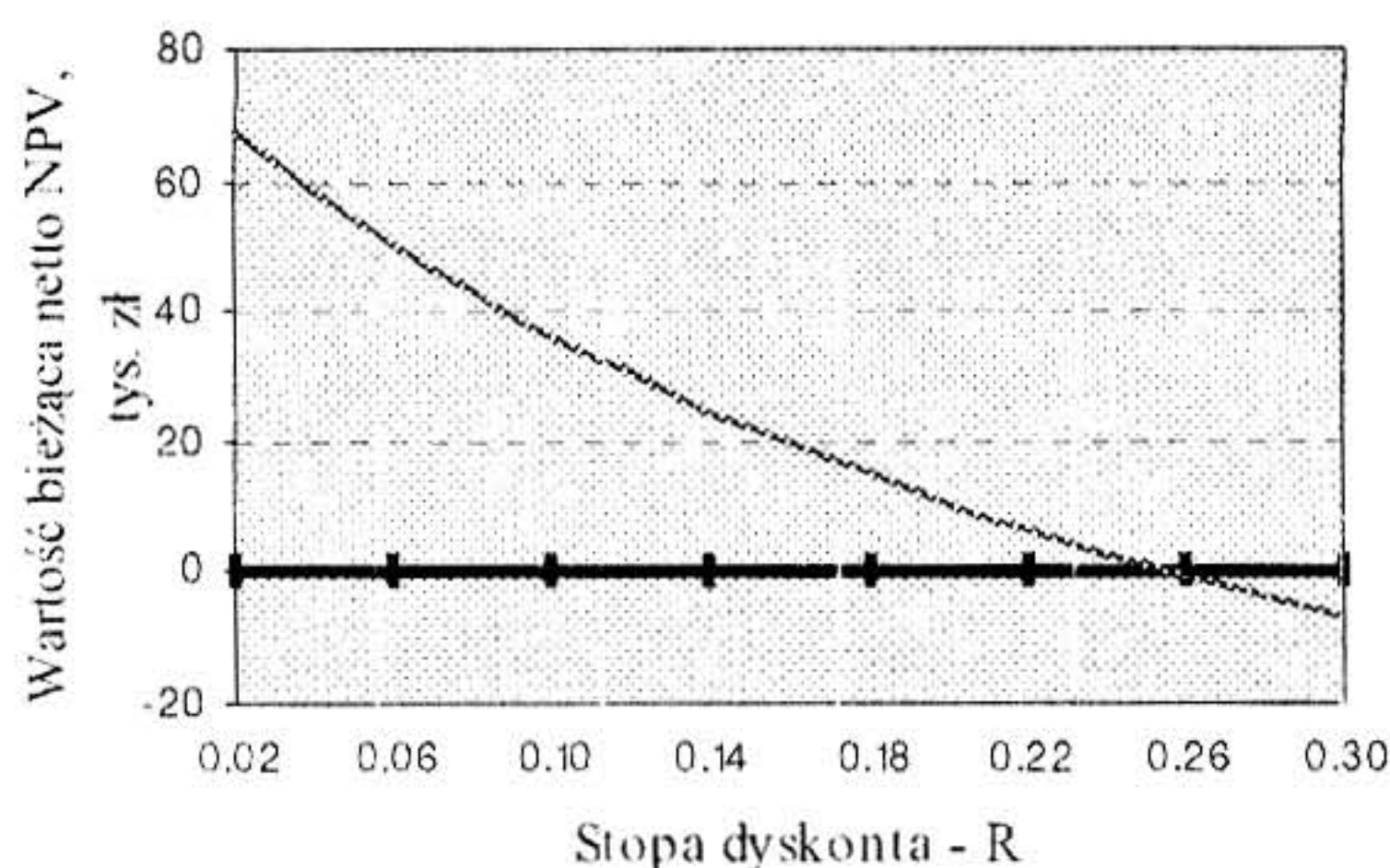
2. Modernizacja, polegająca na budowie rozproszonego układu zaopatrzenia w ciepło jest inwestycją korzystną ekonomicznie. Przedsięwzięcie realizowane zgodnie z wariantem 2 dla obu opcji finansowania staje się opłacalne w 5. roku eksploatacji. Wyznaczone wartości wewnętrznych stóp zwrotu są wyższe od obowiązujących dla okresu obliczeniowego stóp dyskontowych:

- dla opcji I - $IRR=0.159 > R=0.08$,
- dla opcji II - $IRR=0.258 > R=0.19$.



Rys.4. Wskaźnik wewnętrznej stopy zwrotu (IRR) - wariant 2 opcja I

Prosty okres zwrotu nakładów inwestycyjnych SPBT dla wariantu 2 finansowanego ze środków własnych inwestora wynosi 3 lata i 7 miesięcy, a przy realizacji inwestycji z kredytu 4 lata i 9 miesięcy. Za graniczną wartość, przy której przedsięwzięcie uważa się za opłacalne, przyjmuje się 5 lat.



Rys.5. Wskaźnik wewnętrznej stopy zwrotu (IRR) - wariant 2 opcja II

Korzystnym ekonomicznie wariantem modernizacji jest budowa rozproszonego układu zaopatrzenia w ciepło. Jeżeli inwestor nie posiada wystarczającej ilości środków finansowych potrzebnych na sfinansowanie przedsięwzięcia, możliwa jest realizacja inwestycji z kredytu komercyjnego uzyskanego z banku.

5. PODSUMOWANIE

Przemiany dokonujące się w Polsce na przełomie ostatnich lat uświadomiły, że znajomość końcowego efektu finansowego każdej inwestycji jest głównym czynnikiem decydującym o realizacji przedsięwzięcia. Koniecznym elementem każdej nowej koncepcji lub modernizowanego projektu jest analiza ekonomiczna. Daje ona możliwość porównywania różnych technicznie wariantów i wyboru najodpowiedniejszego, zapewniającego powodzenie finansowe inwestycji. Ponadto ocena opłacalności projektu w oparciu o wskaźniki ekonomiczne na ogół wpływa na podjęcie decyzji o sposobie finansowania przedsięwzięcia.

6. LITERATURA

- [1] MRÓZ T., Szczechowiak E.: *Ekonomiczne aspekty modernizacji systemów zaopatrzenia w ciepło - przykład dla Czarnekowa*. Ogrzewnictwo praktyczne nr1 (1999).
- [2] PRACA ZBIOROWA: *Modernizacja ciepłowni miejskiej w Zawidowie*. Zielona Góra (1998). Materiały niepublikowane.

- [3] PAWŁOWSKA I., Ziembicki P.: *Możliwości techniczne modernizacji starych źródeł ciepła z uwzględnieniem efektu ekonomicznego*. Materiały konferencyjne IX-tej Konferencji Ciepłowników nt. „Systemy i technologie ogrzewania budynków”, Solina (1999).
- [4] ROBAKIEWICZ M.: *Audytting energetyczny cz.II. Kurs dla kandydatów na audytorów energetycznych*. Fundacja poszanowania energii, Warszawa (1997).

Ewa OGIOŁDA*

STRUKTURA I WSKAŹNIKI NIEZAWODNOŚCI ELASTYCZNEGO SYSTEMU PNEUMATYCZNEGO ODWIÓROWANIA

Streszczenie

W artykule przedstawiono problematykę związaną z instalacjami pneumatycznego odwiórowania w przemyśle drzewnym. Omówiono zgadnienia dotyczące niezawodności takich instalacji. Pokazano w jaki sposób zmienia się struktura systemu i wskaźniki niezawodności wraz ze zmianami wyposażenia i warunków pracy instalacji.

1. WSTĘP

W trakcie procesów wytwarzania przy mechanicznej obróbce drewna powstają odpady w postaci pyłów i wiórów, do odprowadzania których stosowane są pneumatyczne instalacje wyciągowe, określane odpowiednio jako instalacje pneumatycznego odpylania i odwiórowania [S. Dolny, 1999]. Specyficzne właściwości transportowanych odpadów stwarzają zagrożenie pożarowe i wybuchowe. Zadaniem instalacji jest zapewnienie:

- odpowiednich warunków bezpieczeństwa i higieny na stanowisku pracy,
- bezpieczeństwa pożarowego wewnątrz hali,
- właściwych warunków eksploatacji maszyn.

Cechą charakterystyczną instalacji pneumatycznego odwiórowania jest jej wysoka energochłonność. Prowadzone są badania zmierzające do jej ograniczenia. Możliwość taką stwarza dostosowanie pracy instalacji pneumatycznego odwiórowania do zmieniających się procesów pracy obrabiarek. Wykazano, że równoczesność pracy obrabiarek, wynikająca z procesu technologicznego, jest zmienna w czasie i waha się w dość szerokich granicach. Rzeczywiste zapotrzebowanie na odwiórowanie jest mniejsze od maksymalnego [Z. Szelemej, 1993]. W celu dostosowania pracy instalacji do procesów pracy obrabiarek stosuje się dodatkowe wyposażenie instalacji – zasuwki odcinające na przewodach odciągowych, przetwornice częstotliwości, doprowadzenie dodatkowego

powietrza uzupełniającego do instalacji. Zapewnienie bezpieczeństwa pożarowego umożliwiają zaś instalacje gaszenia iskier, zasuwy przeciwpożarowe lub klapy dekompresyjne [S. Joński, 1998]. Różnorodność wyposażenia i zmienność warunków pracy instalacji pneumatycznego odwiórowania wywierają wpływ na jej niezawodność.

2. POJĘCIE NIEZAWODNOŚCI SYSTEMU

Niezawodność systemu określana jest jako własność zachowania zdolności do realizacji zadanych funkcji, w określonym przedziale czasu i w określonych warunkach. Ocena niezawodności systemu zależy od zadań, jakie są mu stawiane. Rozpatrywane może być więc w różnych aspektach i w zależności od przyjętych kryteriów prowadzi do odmiennych wniosków.

Według teorii niezawodności kryteriami oceny mogą być [K. Ważyńska - Fiok, 1990]:

- nieuszkodzalność,
- gotowość,
- trwałość,
- bezpieczeństwo,
- efektywność.

Stosownie do wymienionych we wstępie funkcji uznano, że najbardziej istotnymi cechami do oceny niezawodności systemu pneumatycznego odwiórowania są:

- skuteczność eksploatacyjna,
- bezpieczeństwo pracy,
- efektywność ekonomiczna.

Skuteczność odprowadzania odpadów zależy od parametrów eksploatacyjnych instalacji. Prędkości przepływu ulegają zmianie w zależności od ilości otwartych przewodów odciągowych. W miarę zamykania przewodów odciągowych prędkości przepływu w przewodach odciągowych wzrastają, a w przewodzie głównym prędkość obniża się [W. Uździcki, 1990]. Właściwe działanie instalacji zapewnione jest przez zachowanie minimalnych prędkości przepływu, określanych w zależności od rodzaju transportowanego materiału.

Wraz ze zmianą parametrów przepływu, zmianom ulega także panujące w instalacji podciśnienie. Powstanie nadmiernego podciśnienia wskutek zamknięcia zbyt dużej ilości przewodów odciągowych grozi zniszczeniem instalacji, stwarzając zagrożenie bezpieczeństwa [I. F. Zanevskij, 1985].

W związku z wysoką energochłonnością instalacji pneumatycznego odwiórowania wśród stawianych systemowi zadań jest również osiągnięcie możliwie niskiego poziomu kosztów eksploatacji. Wskaźnikiem jest efektywność ekonomiczna, określona jako zależność między poniesionymi nakładami (inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi), a uzyskanymi efektami (skuteczność, bezpieczeństwo).

3. STRUKTURA SYSTEMU

1.1. Typy strukturalne systemu

Niezawodność systemu zależna jest od niezawodności jego elementów oraz od relacji między tymi elementami, czyli struktury systemu. Jest to ciąg relacji pomiędzy poszczególnymi elementami, jakie zachodzą w procesie realizacji zadania.

Istnieje kilka typów strukturalnych systemu. Rozważając system składający się z n elementów, który jest zdolny do realizacji swojej funkcji, gdy k elementów spełnia swoje zadania wyróżnia się [K. Ważyńska - Fiok, 1990]: system o strukturze szeregowej, gdy $k = n$,

- system o strukturze równoległej, gdy $k = 1$,
- system o tzw. strukturze „ k z n ”

Zależności pomiędzy elementami systemu mogą być różnego rodzaju. Można podzielić je ze względu na pełnioną funkcję w następujący sposób:

- elementy podstawowe – realizujące zadania systemu,
- elementy nadmiarowe – przystępujące do działania po uszkodzeniu
- odpowiednich elementów podstawowych.

Według powyższego podziału określa się strukturę systemu ze względu na kryterium nadmiarowości, jako:

- system nadmiarowy – jeżeli istnieją elementy, których uszkodzenie nie powoduje przejścia obiektu w stan niezdatności,
- system nienadmiarowy – jeżeli takie elementy nie istnieją.

3.1 System pneumatycznego odwiórowania o strukturze nienadmiarowej

Proces skutecznego usuwania odpadów obejmuje:

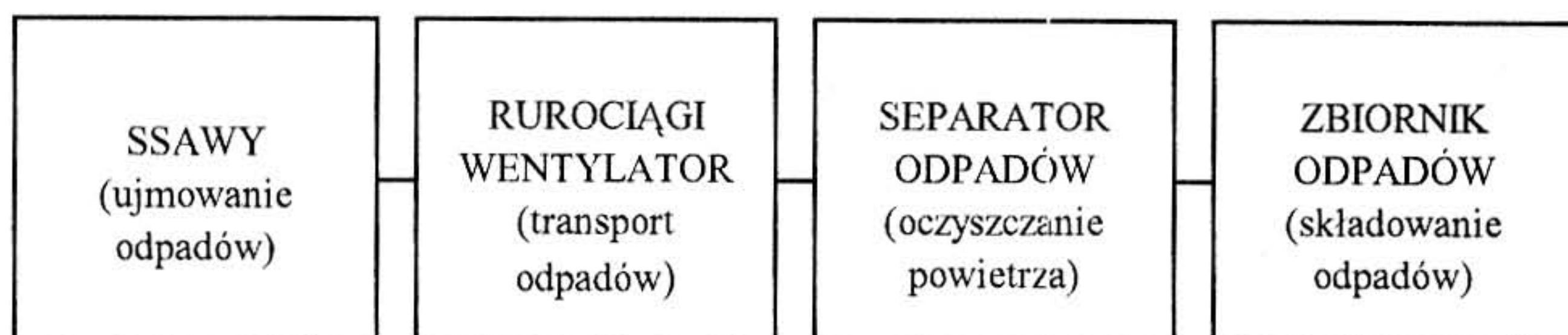
- uchwycenie odpadów u źródła ich powstawania,
- przetransportowanie ich na zewnątrz hali,
- oddzielenie odpadów od transportowanego powietrza.

Stosownie do tego w skład instalacji wchodzi następujące elementy:

- ssawy,
- rurociągi,
- wentylator,
- separator odpadów,
- zbiornik odpadów.

Elementy te tworzą tzw. minimalną ścieżkę zdatności, czyli podzbiór elementów, które znajdując się w stanie zdatności, powodują zdatność całego systemu.

Tak skonstruowany system można opisać strukturą szeregową. Każdy z występujących w nim elementów musi być sprawny, aby system funkcjonował poprawnie. Strukturę omawianego systemu przedstawia rys. 1.



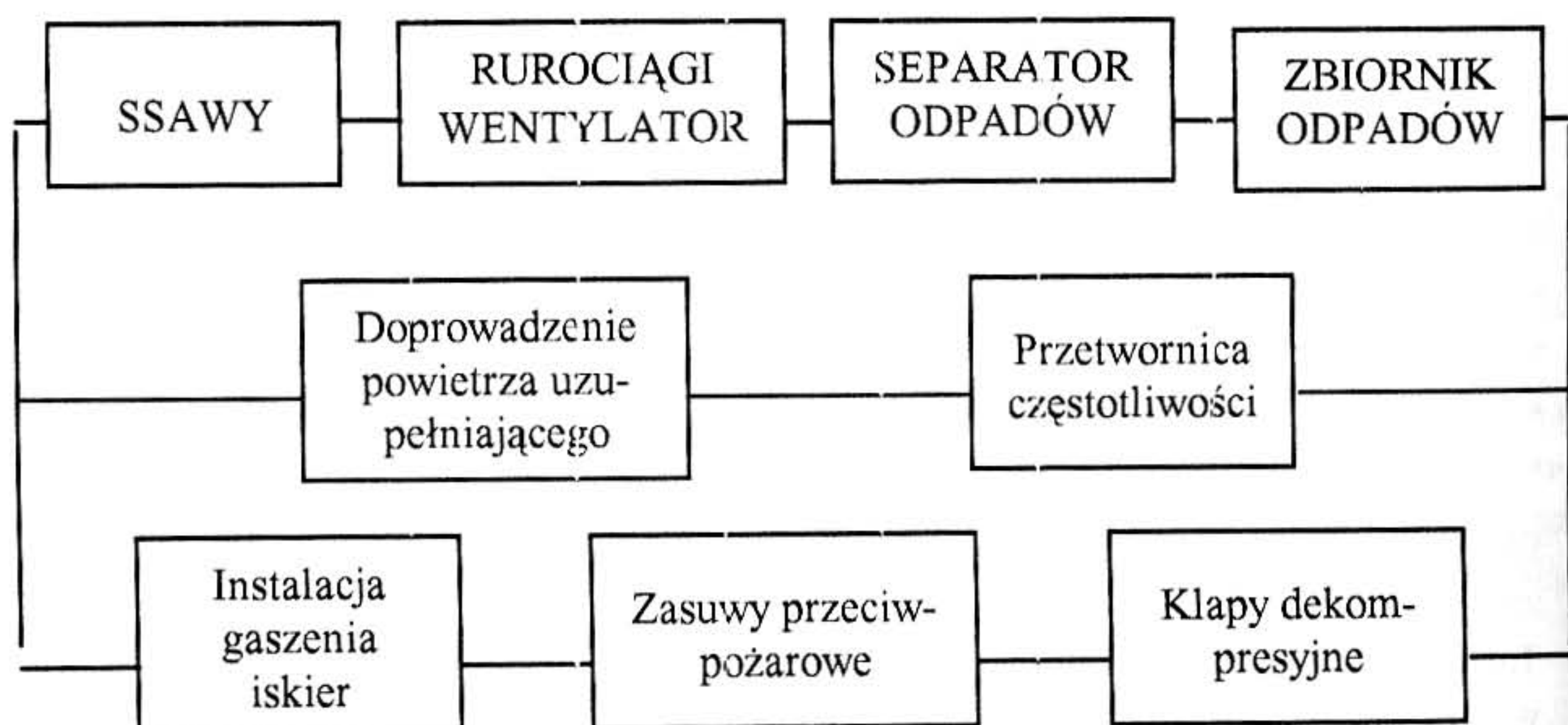
Rys.1. System pneumatycznego odwiórowania o strukturze szeregowej.

3.2 System pneumatycznego odwiórowania o strukturze nadmiarowej

W skład instalacji pneumatycznego odwiórowania wchodzi różnego rodzaju elementy nadmiarowe, których zastosowanie w instalacji nie jest niezbędne dla przebiegu procesu odwiórowania. Wprowadzenie kolejnych elementów instalacji zmienia jej strukturę niezawodnościową. Część z nich stosowana jest z uwagi na zagrożenie pożarowe i wybuchowe, mając za zadanie zabezpieczenie przed niebezpieczeństwem lub ograniczenie skutków zaistniałego zdarzenia. Inne elementy stosowane są w instalacjach w celu zmniejszenia energochłonności i dostosowania pracy instalacji do zmiennych procesów pracy obrabiarek.

Urządzenia zabezpieczające: klapy dekompresyjne, zasuwki przeciwpożarowe, odpowiednia konstrukcja zbiornika, doprowadzenie powietrza uzupełniającego lub instalacja gaszenia iskier stanowią w strukturze niezawodnościowej elementy nadmiarowe. Ich działanie nie decyduje o wykonaniu zadania. Uruchamiane są wtedy, gdy zawiedzie funkcjonowanie elementów podstawowych.

Instalacje wyposażone w jakiegokolwiek elementy zabezpieczające mają strukturę niezawodnościową typu „k z n”. Liczbę k określają elementy instalacji standardowej, stanowiące minimalną ścieżkę zdatności, a pozostałe elementy w ilości równej $n - k$ to zabezpieczenia. Strukturę systemu wyposażonego w elementy nadmiarowe przedstawia rys. 2.



Rys.2. System pneumatycznego odwiórowania o strukturze typu k z n.

4. FUNKCYJNE WSKAŹNIKI NIEZAWODNOŚCI ELASTYCZNEGO SYSTEMU PNEUMATYCZNEGO ODWIÓROWANIA

4.1 Stany bezpieczeństwa systemu

W teorii niezawodności wyróżnia się różne stany, w jakich system może się znajdować. Są to [J. Jaźwiński, 1993]:

- stan bezpiecznej pracy (zdatości funkcjonalnej),
- stan zagrożenia bezpieczeństwa,
- stan zawodności bezpieczeństwa,
- stan zawodności sprawności.

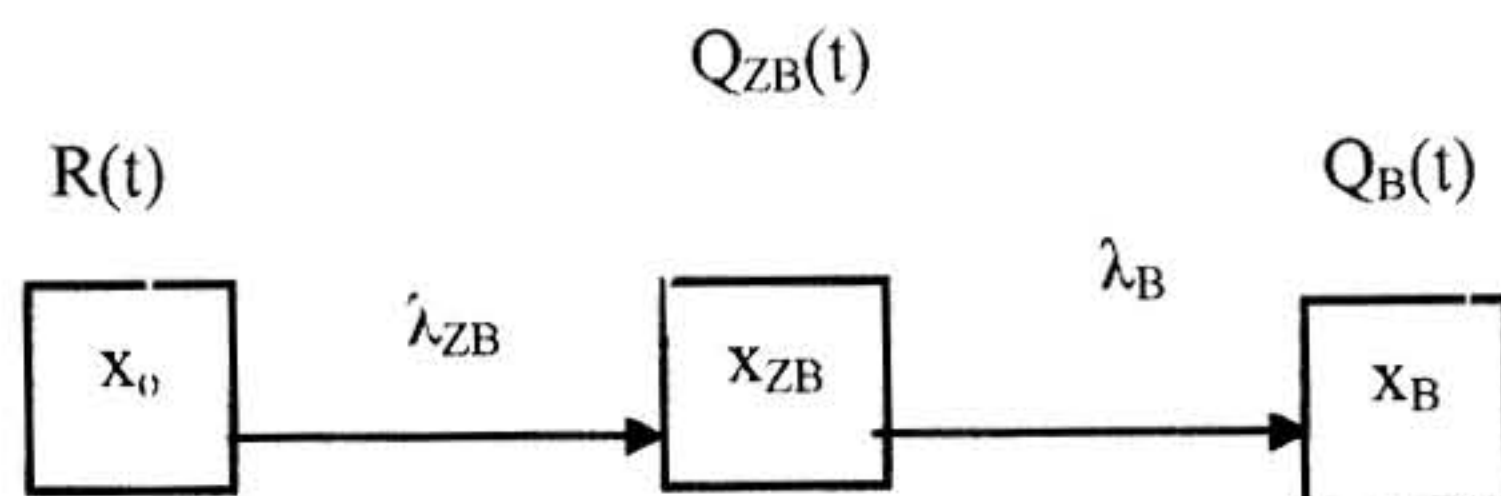
Przejście systemu ze stanu bezpieczeństwa do stanu zagrożenia bezpieczeństwa może nastąpić wskutek pojawienia się czynników porażających (źródło zapłonu, obecność palnego pyłu, nadmierne podciśnienie). Możliwość powrotu systemu do stanu zdatości funkcjonalnej daje wyposażenie instalacji w urządzenia zabezpieczające, w przeciwnym wypadku występuje stan zawodności sprawności lub stan zawodności bezpieczeństwa.

Zależnie od wyposażenia i zmiennych warunków pracy instalacji pneumatycznego odwiórowania, różne są grafy przejść systemu między poszczególnymi stanami.

4.2 Charakterystyka różnych wariantów instalacji

4.2.1. Instalacja standardowa

Jest to instalacja pracująca w sposób ciągły, ze stałą wydajnością i niezmiennymi prędkościami przepływu. Dla prawidłowo zaprojektowanej instalacji prędkość przepływu większa od wartości minimalnej powinna uniemożliwiać osiadanie pyłów w rurociągu. Stan bezpiecznej pracy może przejść do stanu zagrożenia bezpieczeństwa w momencie pojawienia się źródła zapłonu, a do stanu zawodności bezpieczeństwa, jeśli stanie się to w warunkach sprzyjających wystąpieniu pożaru lub wybuchu.



Rys. 3. Graf instalacji standardowej

Oznaczenia: x_0 – stan zdatości funkcjonalnej, x_{ZB} – stan zagrożenia bezpieczeństwa, x_B – stan zawodności bezpieczeństwa, $R(t)$ – niezawodność systemu, $Q_{ZB}(t)$ – prawdopodobieństwo wystąpienia zagrożenia bezpieczeństwa, $Q_B(t)$ – zawodność bezpieczeństwa, λ_{ZB} – intensywność przejść ze stanu zdatości do stanu zagrożenia bezpieczeństwa, λ_B – intensywność przejść ze stanu zagrożenia do stanu zawodności bezpieczeństwa.

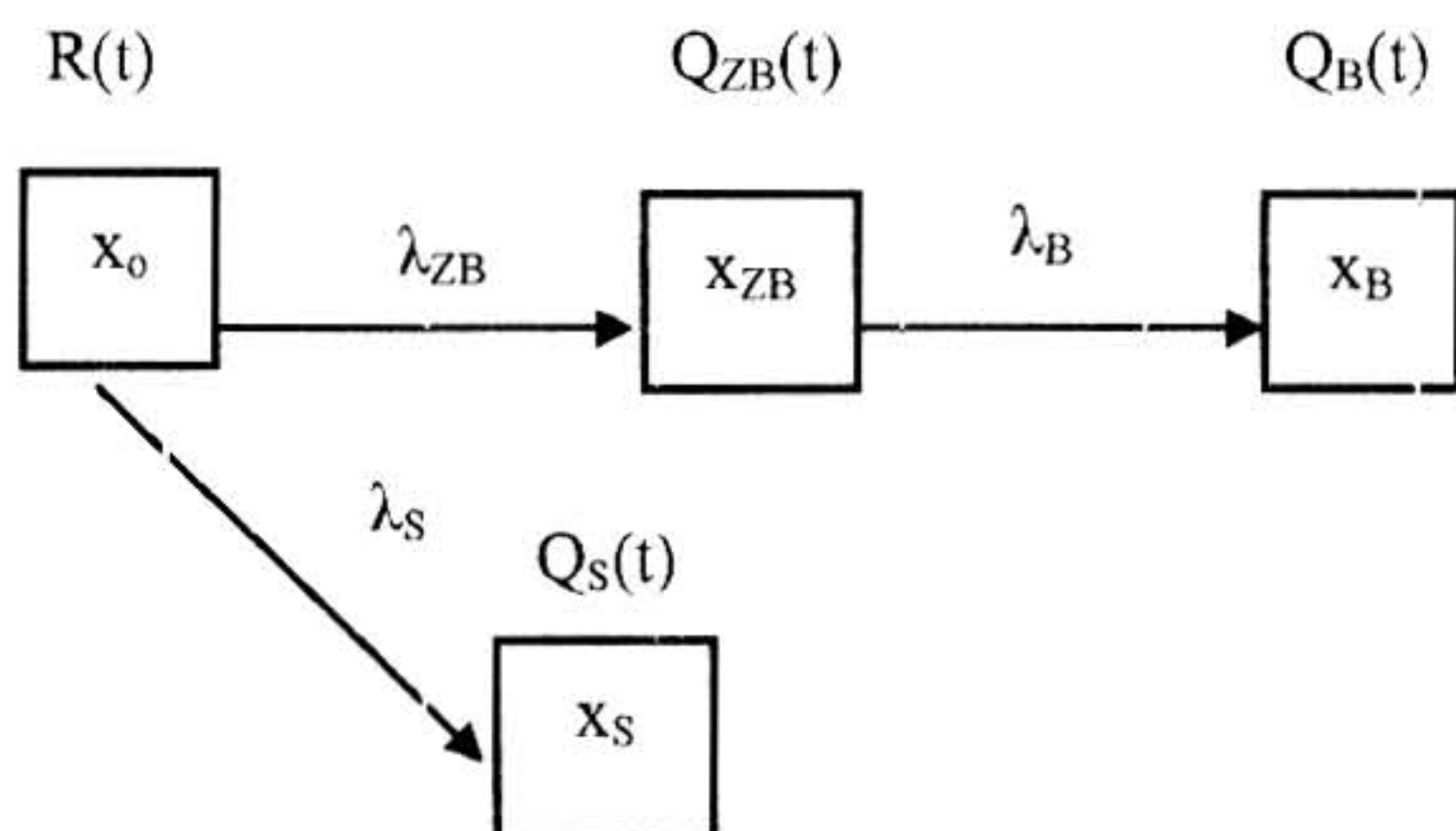
Tego typu instalacja może być opisana trójstanowym modelem systemu ze stanem zagrożenia bezpieczeństwa, co przedstawiono na rys. 3.

Stany bezpiecznej pracy i zagrożenia bezpieczeństwa traktowane są jako odwracalne, a stan zawodności bezpieczeństwa jest stanem pochłaniającym. Instalacja wyposażona jest tylko w zasuwy przeciwpożarowe i otwory dekompresyjne, co pozwala jedynie na minimalizację skutków zaistniałego zdarzenia, ale odparowanie sytuacji niebezpiecznej jest niemożliwe.

4.2.2. Instalacja pracująca w warunkach zmiennych

Instalacja taka wyposażona jest w zasuwy znajdujące się na przewodach odciągowych. W czasie, gdy obrabiarka nie pracuje zasuwa jest zamykana. Ilość odprowadzanego powietrza jest odpowiednio mniejsza. W konsekwencji prędkości w przewodach odciągowych rosną, a w przewodzie głównym prędkość przepływu maleje.

Instalacja tego typu ze stanu bezpiecznej pracy przejść może zarówno do stanu zagrożenia bezpieczeństwa, jak i do stanu zawodności sprawności. Zaistnienie stanu zagrożenia bezpieczeństwa wywołać może wystąpienie źródła zapłonu, a także przepływ z prędkością o wartości mniejszej od minimalnej, co stwarza większe prawdopodobieństwo osiadania transportowanego materiału. Jeżeli instalacja wyposażona jest tylko w zasuwy przeciwpożarowe i otwory dekompresyjne, pozwala to jedynie na minimalizację skutków zaistniałego zdarzenia, ale odparowanie sytuacji niebezpiecznej jest niemożliwe.



Rys. 4. Graf instalacji pracującej w warunkach zmiennych.

Oznaczenia: x_S – stan zawodności sprawności, $Q_S(t)$ – zawodność sprawności, λ_S – intensywność przejść ze stanu zdolności do stanu zawodności sprawności.

Pozostałe oznaczenia jak na rys. 3.

W przypadku zamykania zasuw istnieje również ograniczenie określane przez maksymalną wartość podciśnienia, jakie może panować w instalacji. Jeśli zbyt duża liczba zasuw zostanie zamknięta, konsekwencją może być zniszczenie instalacji, a zatem system przejdzie do stanu zawodności sprawności.

W instalacji wyposażonej w zasuwy odcinające można dodatkowo zastosować przetwornicę częstotliwości. Zmiana prędkości obrotowej silnika spowoduje wówczas

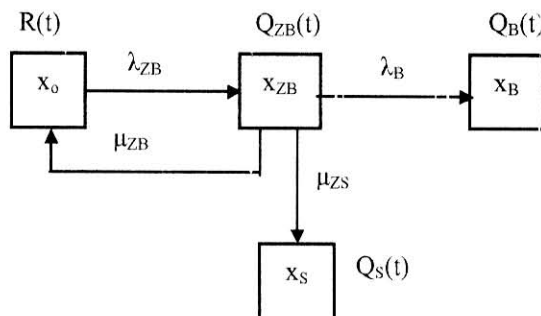
zmianę parametrów pracy instalacji – sprężu i natężenia przepływu. Omawiana instalacja może być traktowana jako system czterostanowy z nieodwracalnym stanem zagrożenia bezpieczeństwa, jak na rys.4.

4.2.3. Instalacja wyposażona w systemy bezpieczeństwa

W instalacji wyposażonej w instalację do gaszenia isker obecność źródła zapłonu jest wykrywana przez czujnik, skąd informacja trafia do centrali i następuje gaszenie przy użyciu rozpylonej za pośrednictwem dysz wody. Jeżeli urządzenie zadziała i iskry zostaną ugaszone przed wystąpieniem zapłonu, niebezpieczeństwo zostaje odparowane i praca przebiega dalej bez zakłóceń i przerw. System ze stanu zagrożenia bezpieczeństwa powraca do stanu zdolności funkcjonalnej.

Jeżeli iskry są rejestrowane nadal, uruchomione zostają urządzenia odcinające przepływ lub zmieniające jego kierunek, ewentualnie wyłączane są obrabiarki i wentylatory znajdujące się w zagrożonej części instalacji. W takiej sytuacji zagrożenie bezpieczeństwa związane z pojawieniem się źródła zapłonu lub palnego pyłu może być odparowane przez przejście do stanu zawadności sprawności. W przeciwnym wypadku występuje stan zawadności bezpieczeństwa.

Instalację taką można opisać jako system 4 - stanowy z odwracalnym stanem zagrożenia bezpieczeństwa do stanu zdolności funkcjonalnej lub zawadności sprawności, jak na rys. 5.



Rys. 5. Graf instalacji wyposażonej w urządzenia zabezpieczające

Oznaczenia: μ_{ZB} – intensywność przejść ze stanu zagrożenia bezpieczeństwa do stanu zdolności, μ_S – intensywność przejść ze stanu zagrożenia bezpieczeństwa do zawadności sprawności.

Pozostałe oznaczenia jak na rys. 3 i 4.

4.3 Wyznaczenie wskaźników niezawodności dla różnych wariantów instalacji

Wskaźniki niezawodności systemu to charakterystyki funkcyjne lub liczbowe określające stan systemu. Każdy ze stanów systemu może zaistnieć z określonym prawdopodobieństwem, a przejścia między nimi opisywane są przez intensywność.

Procesy zachodzące w instalacji pneumatycznego odwirowania mają charakter losowy. Możliwe jest więc opisanie ich przy użyciu procesów Markowa.

Pochodna prawdopodobieństwa przebywania w i -tym stanie określona jest wzorem [J. Jaźwiński, 1993]:

$$\begin{aligned} \frac{dP_i(t)}{dt} &= -P_i(t) \sum_{j=1}^n \lambda_{ji}(t) + \sum_{j=1}^n P_j(t) \lambda_{ji}(t) \\ \sum_{i=1}^n P_i(t) &= 1 \\ P_i(0) &= P_i \end{aligned} \quad (1)$$

gdzie:

$P_i(t)$ – prawdopodobieństwo przebywania w i -tym stanie,

λ_{ji} – intensywność przejść łuków wychodzących z i -tego stanu,

$P_j(t)$ – prawdopodobieństwo przebywania w stanach, do których system ze stanu x_i przechodzi,

λ_{ji} – intensywność przejść ze stanów x_j do x_i .

System można opisać równaniem:

$$R(t) + Q_{ZB}(t) + Q_B(t) + Q_S(t) = 1 \quad (2)$$

Układ równań Kołmogorowa – Chapmana ma postać:

$$\begin{cases} R'(t) = -\lambda_{ZB} R(t) + \mu_{ZB} Q_{ZB}(t) \\ Q'_{ZB}(t) = -(\lambda_B + \mu_{ZS} + \mu_{ZB}) Q_{ZB}(t) + \lambda_{ZB} R(t) \\ Q'_S(t) = \mu_{ZS} Q_{ZB}(t) \\ Q'_B(t) = \lambda_B Q_{ZB}(t) \end{cases} \quad (3)$$

$$R(0) = 1, Q_{ZB}(0) = Q_S(0) = Q_B(0) = 0$$

Stosując transformację Laplace'a do powyższego układu równań otrzymuje się:

$$\begin{cases} s\tilde{R}(s) - R(0) = -\lambda_{ZB} \tilde{R}(s) + \mu_{ZB} \tilde{Q}_{ZB}(s) \\ s\tilde{Q}_{ZB}(s) - Q_{ZB}(0) = -(\lambda_B + \mu_{ZS} + \mu_{ZB}) \tilde{Q}_{ZB}(s) + \lambda_{ZB} \tilde{R}(s) \\ s\tilde{Q}_S(s) - Q_S(0) = \mu_{ZS} \tilde{Q}_{ZB}(s) \\ s\tilde{Q}_B(s) - Q_B(0) = \lambda_B \tilde{Q}_{ZB}(s) \end{cases} \quad (4)$$

Po przekształceniach:

$$\begin{cases} \tilde{R}(s) = \frac{s + \mu_{ZS} + \mu_{ZB} + \lambda_B}{s^2 + s(\lambda_B + \mu_{ZB} + \lambda_{ZB} + \mu_{ZS}) + \lambda_{ZB}(\lambda_B + \mu_{ZS})} \\ \tilde{Q}_{ZB}(s) = \frac{\lambda_{ZB}}{s^2 + s(\lambda_B + \mu_{ZB} + \lambda_{ZB} + \mu_{ZS}) + \lambda_{ZB}(\lambda_B + \mu_{ZS})} \\ \tilde{Q}_S(s) = \frac{\mu_{ZS} \lambda_{ZB}}{s^2 + s(\lambda_B + \mu_{ZB} + \lambda_{ZB} + \mu_{ZS}) + \lambda_{ZB}(\lambda_B + \mu_{ZS})} \\ \tilde{Q}_B(s) = \frac{\lambda_{ZB} \lambda_B}{s[s^2 + s(\lambda_B + \mu_{ZB} + \lambda_{ZB} + \mu_{ZS}) + \lambda_{ZB}(\lambda_B + \mu_{ZS})]} \end{cases} \quad (5)$$

Stacjonarne wskaźniki zawadności sprawności i zawadności bezpieczeństwa wyznacza się następująco [J. Jaźwiński, 1993]:

$$\begin{aligned} Q_S &= \lim_{s \rightarrow 0} s \tilde{Q}_S(s) = \frac{\mu_{ZS}}{\lambda_B + \mu_{ZS}} \\ Q_B &= \lim_{s \rightarrow 0} s \tilde{Q}_B(s) = \frac{\lambda_B}{\lambda_B + \mu_{ZS}} \end{aligned} \quad (6)$$

Niezawadność bezpieczeństwa systemu jest określona:

$$R_B = 1 - Q_B = 1 - \frac{\lambda_B}{\lambda_B + \mu_{ZS}} = \frac{\mu_{ZS}}{\lambda_B + \mu_{ZS}} \quad (7)$$

Średni czas pracy systemu do osiągnięcia stanu pochłaniającego (stanu zawadności sprawności lub zawadności bezpieczeństwa) oblicza się:

$$\bar{T} = -\lim_{s \rightarrow 0} \frac{d}{ds} [s(\tilde{Q}_S(s) + \tilde{Q}_B(s))] = \frac{\lambda_B + \lambda_{ZB} + \mu_{ZB} + \mu_{ZS}}{\lambda_{ZB}(\lambda_B + \mu_{ZS})} \quad (8)$$

Średni czas przebywania systemu w podzbiorze niezawadnościowych stanów eksploatacyjnych do chwili przejścia do stanu zawadności bezpieczeństwa:

$$\bar{T}_B = \frac{\bar{T}}{Q_B} = \frac{\lambda_{ZB} + \lambda_B + \mu_{ZB} + \mu_{ZS}}{\lambda_{ZB} \lambda_B} \quad (9)$$

Średni czas przebywania systemu w podzbiorze niezawadnościowych stanów eksploatacyjnych do chwili przejścia do stanu zawadności sprawności:

$$\bar{T}_S = \frac{\bar{T}}{Q_S} = \frac{\lambda_{ZB} + \lambda_B + \mu_{ZB} + \mu_{ZS}}{\lambda_{ZB} \mu_{ZS}} \quad (10)$$

Wskaźniki dla pozostałych wariantów instalacji zamieszczono w tabeli 1.

- [5] KARDOS J., Lorenz K., Schuster H., Popov B. G., Noack J.: *Zuverlässigkeit und Sicherheit in der Luft- und Kältetechnik*. VEB Verlag Technik, Berlin (1986).
- [6] OGIOŁDA E., Uździcki W.: *Zapobieganie pożarom i wybuchom w instalacjach odpylających przemysłu drzewnego*. Przemysł Drzewny nr 10 (1998).
- [7] SKUPIŃSKI R.: *Problematyka zabezpieczeń przeciwpożarowych w przemyśle drzewnym*. Przemysł Drzewny nr 10 (1989).
- [8] SZEŁEMEJ Z.: *Wpływ organizacji czasu pracy instalacji na energochłonność procesu odwiórowywania obrabiarek*. Przemysł Drzewny nr 3 (1993).
- [9] UŹDZICKI W.: *Parametry pracy instalacji pneumatycznej odwiórowania pracujących w warunkach zmiennych*. Przemysł Drzewny nr 12 (1990).
- [10] WAŻYŃSKA-FIOK K., Jaźwiński J.: *Niezawodność systemów technicznych*. PWN, Warszawa (1990).
- [11] ZANEVSKIJ I. F., Kozoriz G. F.: *Vybor racionalnoj tołščiny stenki vozduchoprovodov pnevmotransportnych sistem*. Iz. Vysš. Uc. Zav. Les. Žurnal nr 3 (1985).

Marzena NADOLNA*

INSTALACJE PNEUMATYCZNEGO ODWIÓROWANIA I ODPYLANIA W HALACH MECHANICZNEJ OBRÓBKI DREWNA

Streszczenie

W niniejszym artykule przedstawiono problemy pyłowe zakładów drzewnych. Zaprezentowano dwa najczęściej spotykane układy instalacji pneumatycznego odwiórowania i odpylania. Omówiono zalety i wady przedstawionych układów.

1. WSTĘP

Procesy technologiczne realizowane w zakładach mechanicznej obróbki drewna związane są nierozłącznie z powstawaniem dużych ilości odpadów. Znaczna ich część występuje w postaci pyłu. Z uwagi na niewielką masę cząstki pyłowe mają tendencję do rozprzestrzeniania się w otaczającym powietrzu, co powoduje pogorszenie bezpieczeństwa pracy i warunków higienicznych.

Pył drzewny ma właściwości wybuchowe, jest szkodliwy dla ludzi, wywiera niekorzystny wpływ na urządzenia mechaniczne. Prawidłowo działająca instalacja odpylająca powinna utrzymać na stanowiskach pracy stężenie pyłów niższe od dopuszczalnego, gwarantując bezpieczną pracę ludzi, zmniejszenie zagrożenia wybuchami (podnosić bezpieczeństwo przeciwpożarowe), przy czym powinna być możliwie tania i energooszczędna.

2. SZKODLIWE ODDZIAŁYWANIE PYŁÓW DRZEWNYCH

Zgodnie z obowiązującymi przepisami (obwieszczenie ministra pracy i polityki socjalnej z 17 maja 1995 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu o najwyższych dopuszczalnych stężeniach i natężeniach czynników szkodliwych dla zdrowia w środowisku pracy, Dz. U. nr 69) najwyższe dopuszczalne stężenia dla pyłów drewna w środowisku pracy wynoszą:

a) pyły drewna, z wyjątkiem drewna twardego, jak buk i dąb: pył całkowity $4,0 \text{ mg/m}^3$,

- b) pyły drewna twardego, jak buk i dąb (pyły o działaniu rakotwórczym): pył całkowity $2,0 \text{ mg/m}^3$,
- c) pyły drewna mieszane, zawierające pył drewna twardego, jak buk i dąb: pył całkowity $2,0 \text{ mg/m}^3$.

Przebywanie ludzi w pomieszczeniach zapyłonych powoduje zagrożenie zdrowia i bezpieczeństwa. Na działanie pyłów narażony jest cały organizm ludzki, a zwłaszcza narządy oddechowe, najbardziej podatne na pyły. Zbieranie się pyłu w układzie chłonnym nie jest obojętne dla zdrowia. Większość pyłów drzewnych, powstających przy obróbce drewna, wywołują nieżyty górnych dróg oddechowych. Poza oddziaływaniem na układ oddechowy obserwuje się również skutku bezpośredniego kontaktu pyłu z błonami śluzowymi oczu, nosa, jamy ustnej i przewodu pokarmowego (występuje zjawisko wysuszania błon śluzowych). Związki chemiczne zawarte w pyłach stwarzają także niebezpieczeństwo zmian alergicznych w organizmie człowieka.

Występowanie pyłów drzewnych w mieszaninach powietrznych stwarza nie tylko zagrożenie dla zdrowia ludzkiego. Niesie z sobą także niebezpieczeństwo pożarowe i wybuchowe. Przekroczenie koncentracji pyłu 12 g w jednym m^3 powietrza wiąże się z możliwością zaistnienia spalania eksplozyjnego w postaci otwartego ognia, np. iskry. Zwalczanie zapylenia jest trudne. Dąży się do ograniczenia ilości powstających pyłów oraz do poprawienia skuteczności działania instalacji odpylających.

3. INSTALACJE PNEUMATYCZNEGO ODWIÓROWANIA I ODPYLANIA

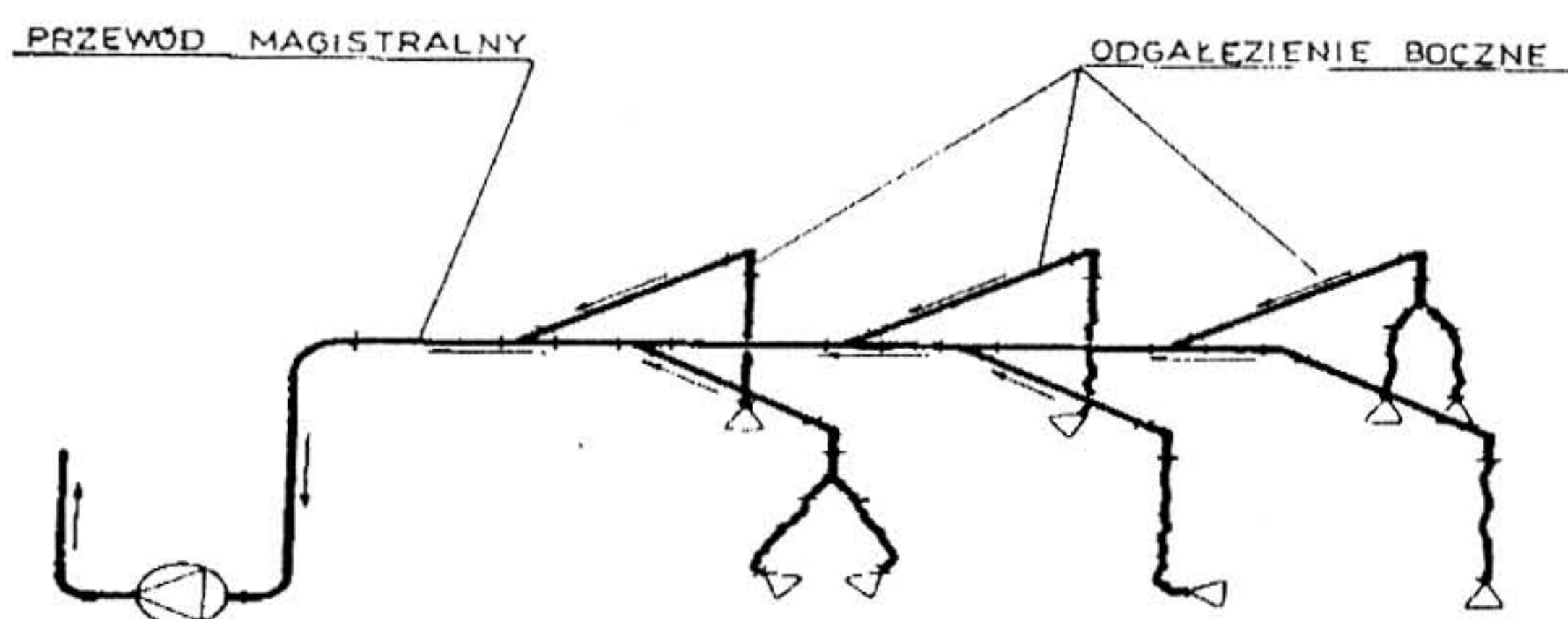
Instalacje wyciągowe w zależności od sposobu doprowadzenia odgałęzień bocznych do przewodu zbiorczego dzieli się na dwa układy:

Układ magistralny (Rys. 1) charakteryzuje się tym, że do głównego przewodu zbiorczego zwanego magistralnym podłączone są kolejne odgałęzienia boczne. Średnica przewodu magistralnego zwiększa się stopniowo w miarę dopływu nowych objętości powietrza. Odpowiedni dobór średnic umożliwia uzyskanie wymaganego rozkładu prędkości przepływu powietrza na długości całej magistrali. W trakcie eksploatacji instalacji wyciągowej wykonanej w tym układzie możliwe jest wprowadzenie zmian adaptacyjnych jedynie w bardzo ograniczonym zakresie. Zamknięcie dużej ilości zasuw odcinających montowanych przy obrabiarkach może spowodować zakłócenie w pracy całego układu i w efekcie doprowadzić do obniżenia prędkości przepływu w przewodzie magistralnym poniżej wartości zalecanej. Co w konsekwencji doprowadza do zapychania się przewodów. Mimo wielu uniedogodnień układ magistralny jest układem najczęściej spotykanym i projektowanym.

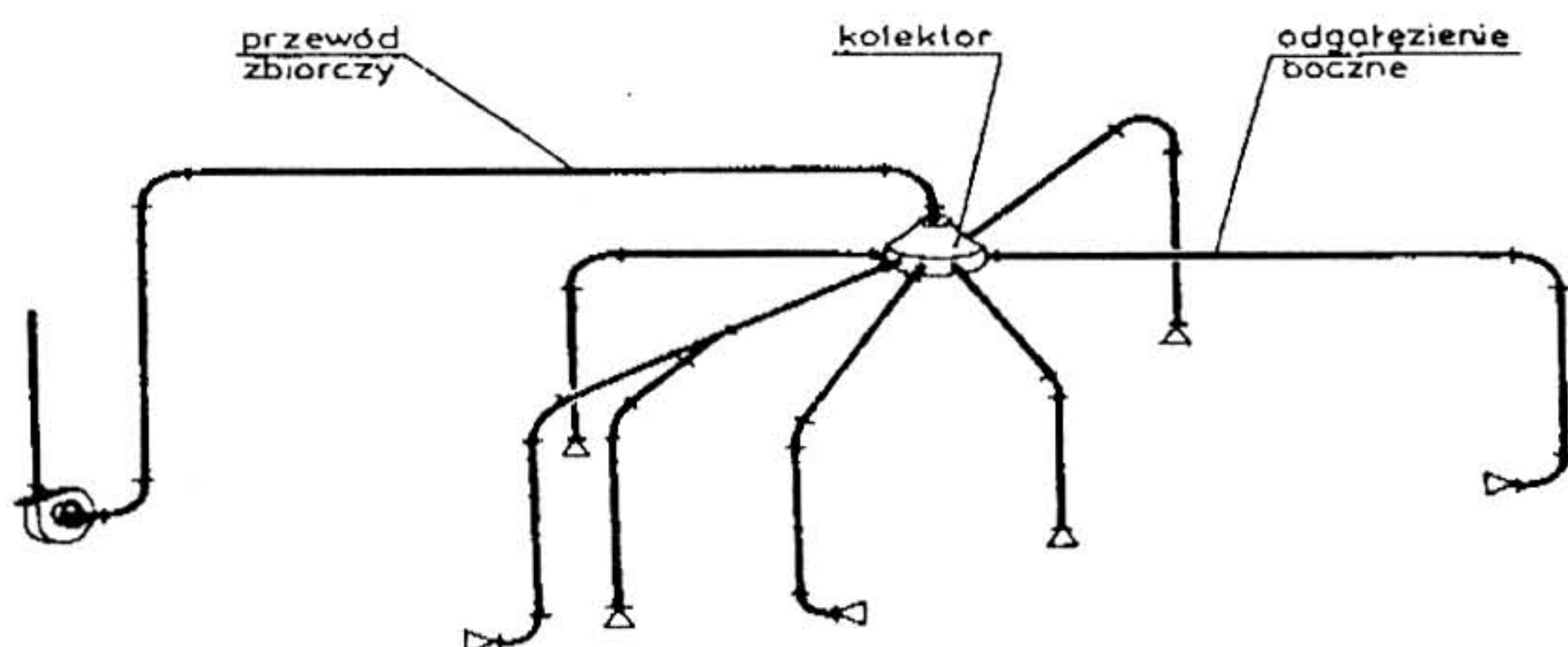
Układ kolektorowy (Rys. 2) charakteryzuje się tym, że przewody odgałęzień bocznych doprowadza się do kolektora umiejscowionego centralnie w stosunku do wszystkich punktów poboru powietrza. Od każdej obrabiarki prowadzi się kanał transportowy bezpośrednio do kolektora, w którym następuje łączenie powietrza pobieranego wszystkimi ssawami w jeden strumień prowadzony następnie wspólnym kanałem do wentylatora. Podstawowa zaleta tego układu to łatwe uzyskanie stanu równowagi spadku ciśnienia we wszystkich odgałęzieniach bocznych, gwarantującego właściwy rozkład powietrza po-

bieranego poszczególnymi ssawami. Zaletą tego układu jest możliwość wprowadzenia dowolnych zmian w rozmieszczeniu obrabiarek bez naruszenia przebiegu głównych kanałów transportowych. Układ kolektorowy umożliwia sekcyjne działanie instalacji, poprzez zastosowanie zasuw odcinających montowanych przy obrabiarkach. Wadą układu kolektorowego jest duża strata ciśnienia w kolektorze oraz wyższe zużycie materiałowe, gdyż ogólna długość rurociągów odgałęzień bocznych jest z reguły znacznie większe niż w instalacjach magistralnych.

Układ kolektorowy mimo iż łatwiejszy w projektowaniu, stwarzający większe możliwości wprowadzania zmian w rozmieszczeniu wyposażenia technicznego nie cieszy się zbyt dużą popularnością. Niechęć do stosowania tego rodzaju układu tłumaczona jest dużymi stratami ciśnienia na kolektorze i dużym zużyciem materiałowym.



Rys. 1 Układ magistralny instalacji wyciągowej



Rys. 2 Układ kolektorowy instalacji wyciągowej

Instalacje pneumatycznego odwiórowania i odpylania charakteryzują się dużą energochłonnością. O wysokiej energochłonności instalacji decyduje w zasadniczym stopniu:

- 1) pobór energii cieplnej zużywanej do podgrzewu powietrza nawiewanego,
- 2) pobór energii związany z napędem wentylatora wyciągowego.

Wyciąganie z hali mechanicznej obróbki drewna, powietrza przez instalację pneumatycznego odwiórowania i odpylania powoduje dużą krotkość wymian powietrza w hali i straty ciepła w sezonie grzewczym. Wskutek tego dla zachowania właściwego mikroklimatu w hali należy uzupełnić nawiew powietrza, a w okresie zimowym powietrze nawiewane podgrzać do odpowiedniej temperatury. Ilość pobieranej energii zależy od czasu pracy instalacji, jej wydajności oraz długości okresu grzewczego.

Duże oszczędności energii cieplnej przynosi zastosowanie recyrkulacji powietrza. Do zastosowania recyrkulacji jest konieczne zastosowanie w instalacji wyciągowej odpylacza o skuteczności działania umożliwiającej oczyszczenie powietrza transportowego w takim stopniu, aby można je było skierować na powrót do pomieszczenia z którego zostało pobrane. Ilość szkodliwych zanieczyszczeń w powietrzu, doprowadzanym do hali obiegiem recyrkulacyjnym, nie może być wyższa od wartości powodującej przekroczenie ponad 30 % dopuszczalną koncentrację tego rodzaju zanieczyszczeń w atmosferze pomieszczenia produkcyjnego.

Przepisy niemieckie są bardziej rygorystyczne i wg nich zawartość pyłu dębu i buka wynosi:

- $0,1 \text{ mg/m}^3$ - w powietrzu obiegowym,
- $0,2 \text{ mg/m}^3$ - przy pełnej recyrkulacji i przy recyrkulacji 50 %,
- $0,5 \text{ mg/m}^3$ - dla innych gatunków drewna.

Przy prawidłowo zaprojektowanej i należycie eksploatowanej instalacji wyciągowej, pracującej w układzie recyrkulacyjnym, nakłady energetyczne można zmniejszyć nawet o 60-70 %.

Zapotrzebowanie na energię elektryczną można podzielić na nakłady uzasadnione (wynikające z koniecznego czasu pracy instalacji, który w przybliżeniu jest równy czasowi pracy obrabiarek) i nakłady nieuzasadnione (straty wynikające z przedłużonego w stosunku do obrabiarek czasu pracy instalacji wywiewnej).[4] Często zdarza się, że instalacje wyciągowe zużywają znacznie więcej energii aniżeli obrabiarki od których odprowadzane są zanieczyszczenia. Ilość pobieranej przez wentylator energii zależy od ilości odciąganego powietrza i oporów instalacji. Najprostszym sposobem zmniejszenie zapotrzebowania na energię elektryczną dla instalacji wyciągowej, jest obniżenie oporów instalacji oraz odpowiednie dostosowanie wydajności instalacji do aktualnych procesów pracy. Praca w hali mechanicznej obróbki drewna charakteryzuje się dużą nierównomiernością. Często z parku maszynowego liczącego kilkanaście obrabiarek pracuje tylko ich część. Jak wynika z obserwacji współczynnik jednoczesności pracy obrabiarek waha się od 0,29 do 0,68 [5]. Wielkość współczynnika zależy od rodzaju i wielkości produkcji, ilości zatrudnionych ludzi, ilości obrabiarek znajdujących się w hali itp. Dla każdej hali mechanicznej obróbki drewna współczynnik jednoczesności pracy powinien być określany indywidualnie w porozumieniu z inwestorem. Zastosowanie do obliczeń instalacji współczynnika obniży koszty inwestycyjne (mniejsze kanały, wentylator, filtr) oraz koszty eksploatacyjne (mniejsze moce wentylatora, mniej wywiewanego powietrza a tym samym mniej ciepła potrzebnego na ogrzanie nawiewu).

W halach mechanicznej obróbki drewna, gdy w ogólnej liczbie obrabiarek można wyróżnić grupy obrabiarek pomiędzy którymi istnieje ścisła współzależność działania najkorzystniej jest wykonać grupowe instalacje wyciągowe. Wykonanie takich instalacji

wymaga zastosowania kilku niezależnych instalacji z odrębnymi wentylatorami a i często z odrębnymi odpylaczami. Mimo znacznego wzrostu kosztów inwestycyjnych grupowe instalacje wyciągowe cieszą się powodzeniem. W czasie eksploatacji praca tych instalacji daje się stosunkowo łatwo skoordynować z aktualnym obciążeniem produkcyjnym. Możliwość dostosowania pracy instalacji wyciągowych do aktualnych procesów produkcyjnych daje duże oszczędności energii elektrycznej i grzewczej.

4. PODSUMOWANIE

Zwalczanie zapylenia na stanowiskach pracy w przemyśle drzewnym jest zadaniem bardzo ważnym. Prawdłowo działająca instalacja odpylająca powinna utrzymać na stanowiskach pracy stężenie pyłów niższe od dopuszczalnego, przy czym powinna być możliwie tania i energooszczędna.

Instalacje odpylające charakteryzują się dużą energochłonnością. Należy poświęcić więcej uwagi na opracowanie nowych rozwiązań oraz nowych modeli instalacji pneumatycznego odpylania i odwiórowania umożliwiających zmniejszenie energochłonności tych instalacji.

5. LITERATURA

- [1] DOLNY S.: *Transport pneumatyczny i odpylanie w przemyśle drzewnym*. Skrypt Akademii Rolniczej w Poznaniu. Poznań (1988)
- [2] NADOLNA M., UŹDZICKI W.: *Zwalczanie zapylenia w przemyśle drzewnym (I)*. Przyjaciel przy pracy, nr 9, s. 12-13, (1998)
- [3] NADOLNA M., UŹDZICKI W.: *Instalacje wyciągowe*. Przyjaciel przy pracy, nr 10. s. 12-13, (1998)
- [4] SZELEMEJ Z.: *Wpływ organizacji czasu pracy instalacji na energochłonność procesu odwiórowania obrabiarek*. Konferencja Naukowa Wydziału Technologii Drewna, s. 43-51, SGGW, Jarocin (1992)
- [5] UŹDZICKI W.: *Zastosowanie energooszczędnych instalacji odwiórowania dostosowanych do procesów pracy w meblarstwie*. Przemysł Drzewny, nr 8, s. 4-6, (1991)

