POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

zeszyty naukowe

116

ZIELONA GÓRA, 1998

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

ZESZYTY NAUKOWE
Nr 116

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 7

WYDAWNICTWO POLITECHNIKI ZIELONOGÓRSKIEJ • Zielona Góra, 1998

Kolegium redakcyjne

dr hab. inż. ANDRZEJ JĘDRCZAK
dr inż. MIROSŁAW MĄKOWSKI

Printed in Poland

Wydano za zgodą
Rektora Politechniki Zielonogórskiej

Skład komputerowy
dr inż. MIROSŁAW MĄKOWSKI

ZIELONA GÓRA – 1998. Nakład: 150 egz. Format B-5. Objętość: ark. druk.: 8,75
Oddano do druku w lipcu 1998 i druk ukończono w sierpniu 1998r. Papier offsetowy kl. III, 80 g; 70x100.

Spis treści

1. JĘDRCZAK A., Jachimko B., Najbar B.: *Zmiany fizyczno-chemiczne cech wód największego zbiornika meromiktycznego na pojezierzu antropogenicznym w okresie kilkunastu lat,* **5**
2. NAJBAR B., Jędrczak A.: *Stopień zeutrofizowania wód zbiorników „Pojezierza antropogenicznego”,* **19**
3. SADECKA Z.: *Zastosowanie elektrokoagulacji do oczyszczania wód z kopalni piasku szklarskiego,* **39**
4. MAŁECKI A.: *Występna badania wpływu rolnictwa na jakość wód powierzchniowych zlewni Obrzycy,* **47**
5. MĄKOWSKI M., Myszograj S.: *Kryteria oceny danych pomiarowych przyjmowanych do wymiarowania oczyszczalni ścieków,* **63**
6. NOWOGOŃSKI I.: *Metody projektowania i obliczeń hydraulicznych sieci kanalizacji podciśnieniowej,* **71**
7. ZIĘBICKI P.: *Wykorzystanie metod optymalizacyjnych w projektowaniu systemów inżynierii środowiska,* ***81***
8. JĘDRCZAK A., Butrymowicz T, Kowalczyk A.: *Składowiska odpadów w województwie zielonogórskim,* **93**
9. NADOLNA M.: *Najczęściej stosowane sposoby regulacji wydajności wentylatorów,* **101**
10. OGIOŁDA E.: *Problematyka zapylenia oraz bezpieczeństwa przeciwpożarowego i przeciwwybuchowego w zakładach przemysłu drzewnego,* **111**
11. PRZYBYŁA K.: *Modyfikacja środowiska pracy w hali mechanicznej obróbki drewna,* **119**
12. PIONTEK M.: *Występowanie grzybów pleśniowych w budownictwie mieszkaniowym,* **127**
13. PIONTEK M., Żurek I.: *Grzyby pleśniowe w budownictwie na tle warunków fizyczno-chemicznych podłoża,* **139**
14. DRAB M.: *Badania nad przywracaniem produktywności gruntów po eksploatacji kruszywa budowlanego. II. Plony roślin uprawnych,* **147**

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116
NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Andrzej JĘDRCZAK, Barbara JACHIMKO,
Bartłomiej NAJBAR*

ZMIANY FIZYCZNO-CHEMICZNYCH CECH WÓD NAJWIĘKSZEGO ZBIORNIKA MEROMIKTYCZNEGO NA POJEZIERZU ANTROPOGENICZNYM W OKRESIE KILKUNASTU LAT.

Streszczenie

Prześledzono zmiany kilkunastu fizycznych i chemicznych wskaźników (temperatura, tlen rozp., odczyn, potencjał redoks, żelazo og., glin, siarczany, azot amonowy i azotanowy, fosforany, ChZT oraz węgiel organiczny) w profilu pionowym, największego, a zarazem najgłębszego zbiornika meromiktycznego w okresie 16-tu lat (rys. 1-12).

W okresie prowadzonych badań stwierdzono narastające zróżnicowanie pomiędzy mikso- a monimolimnionem, polegające na wzroście lub zmniejszeniu stężeń takich wskaźników jak: odczyn, potencjał redoks, żelazo og.. Siarczany i azot amonowy. Spadek potencjału redoks w monimolimnionie (rys. 4) przy równoczesnym wzroście odczynu (rys. 3) należy uznać jako symptomy postępującego starzenia się zbiornika. Wody miksolimnionu zaliczono do typu siarczanowego wapniowo-magnezowego, natomiast wody monimolimnionu do typu siarczanowo-żelazowego.

1. WSTĘP

Obszar leżący pomiędzy Tuplicami i Łęknicą (woj. zielonogórskie) nazywany „pojezierzem antropogenicznym" (Kozacki 1976), stał się od roku 1986 obiektem badań limnologicznych pracowników Instytutu Inżynierii Środowiska Wyższej Szkoły Inżynierskiej (obecnie Politechniki Zielonogórskiej) (Jędrczak I992).
Przyczyną tak szczególnego zainteresowania tym pojezierzem była ilość zbiorników wodnych, przekraczająca liczbę -100 oraz ich geneza, wiek i rozwój.

* dr hab. inż. Andrzej Jędrczak, mgr inż. Barbara Jachimko - Zakład Technologii Wody Ścieków i Odpadów, Politechnika Zielonogórska
dr inż. Bartłomiej Najbar - Zakład Odnowy Środowiska, Politechnika Zielonogórska

Zbiorniki powstały w wyniku eksploatacji węgla brunatnego, którego wydobycie podjęto w połowie XIX w. a zakończono w roku 1973. Wiek tych zbiorników waha się obecnie od 25 do powyżej 100 lat.

W zależności od sposobu wydobycia węgla wyróżniono dwa zasadnicze typy zbiorników: wyrobiskowe i zapadliskowe. Charakterystyczną cechą ich wód jest niski odczyn (poniżej 4,0 pH) wywołany obecnością w nadkładach siarczku żelaza (pirytu), który wyniesiony na powierzchnię ulegał utlenieniu i hydrolizie, generując powstanie kwasu siarkowego. Każdy zbiornik w początkowej fazie rozwoju przechodził okres silnego zakwaszenia (Jędrczak 1992).

Z upływem czasu kwaśne wody zbiorników poeksploatacyjnych ulegały pod wpływem procesów chemicznych i biologicznych zobojętnieniu (Jędrczak 1992). Pod koniec lat 80-tych stwierdzono obecność około połowy zbiorników o wodach kwaśnych (acidotroficzne), pozostałe wykazywały odczyn wód zbliżony do obojętnego (Solski, Jędrczak, Matejczuk -1988). Z punktu widzenia dynamiki wód w ciągu roku, wyróżniono dwa typy zbiorników: mero- i holomiktyczne.

Meromiksja jest zjawiskiem stosunkowo rzadkim, jednakże dość szeroko rozpowszechnionym na naszym globie (Hutchinson 1957, Walker 1974). Na pojezierzu antropogenicznym stwierdzono obecność 3 zbiorników meromiktycznych, są to jedyne opisane ostatnio przypadki tego zjawiska w Polsce (Matejczuk 1986; Solski, Jędrczak 1991).

Zjawisko meromiksji w formie najostrzejszej wystąpiło w zbiorniku największym i najgłębszym, a równocześnie najmłodszym, liczącym obecnie 25 lat. Zbiornik ten powstał w roku 1973 w wyniku wydobycia węgla brunatnego metodą odkrywkową. Położony wśród lasów sosnowych w zagłębionym terenie, charakteryzują go wysokie, strome, pokryte głębokimi bruzdami brzegi (erozja wodna i wietrzna).

Pozbawiony jest cieków doprowadzających wodę, jak też odpływów.

Dysponując wynikami kilkakrotnie przeprowadzonych badań wód tego zbiornika w latach 1984-1997, pokuszono się o prześledzenie zmian fizyczno-chemicznych cech jego wód w okresie kilkunastu lat, licząc na pojawienie się pewnych symptomów starzenia się.

2. METODY

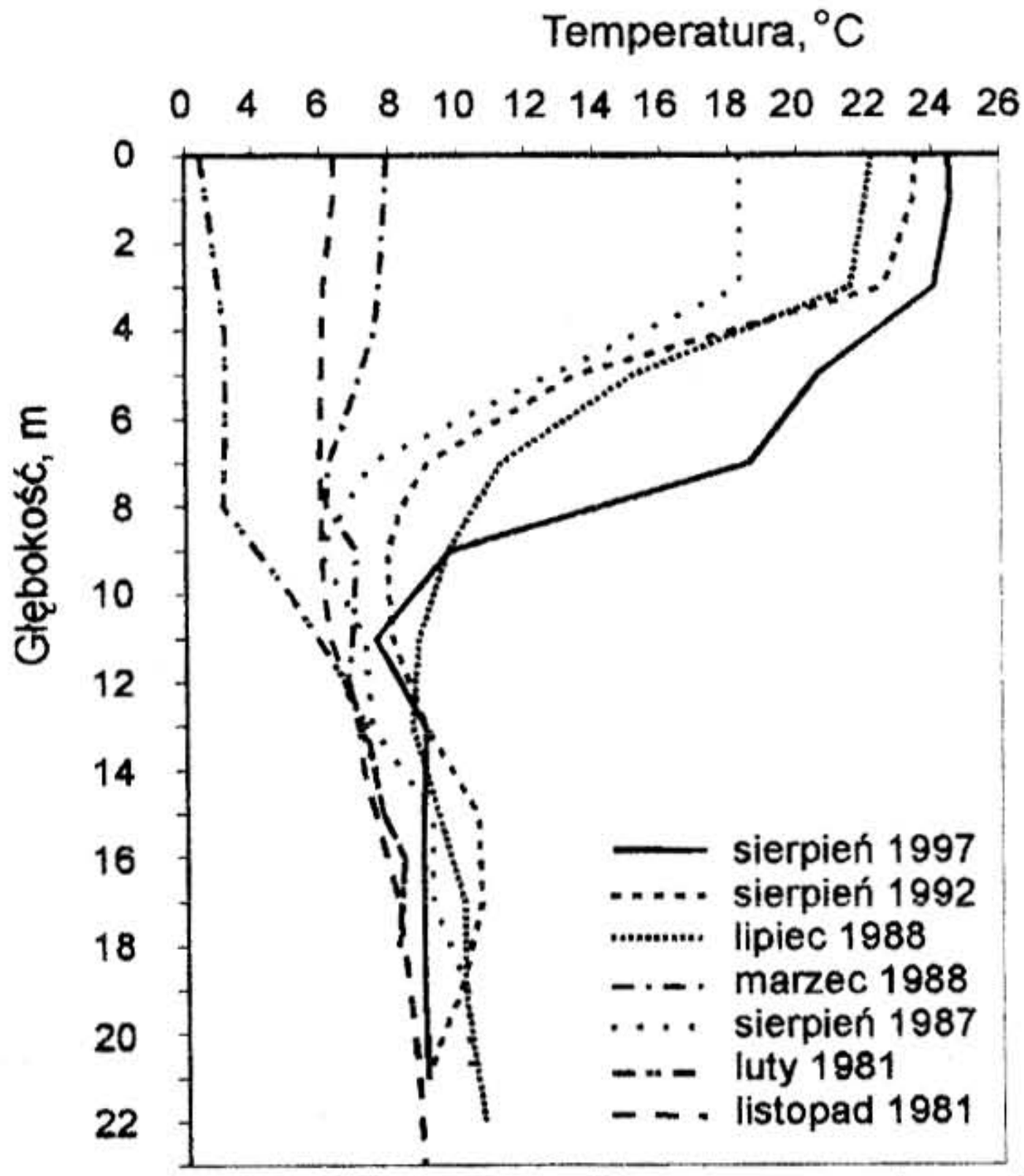
Zbiornik badano kilkakrotnie w ciągu kilkunastu lat: czterokrotnie podczas stagnacji letniej (sierpień 1987, lipiec i sierpień 1988, sierpień 1997) oraz po jednym razie podczas stagnacji zimowej (luty 1981), wymieszania jesiennego (listopad 1981) i wiosennego (marzec 1988). Próby wody pobierano czerpaczem Ruttnera w profilu pionowym z powierzchni, 1 m, 3 m i dalej co 2 m oraz 1 m nad dnem.

Zakres oznaczeń obejmował około 30 fizyczno-chemicznych wskaźników. Analizie i interpretacji poddano kilkanaście z nich: temperatura, odczyn, potencjał redoks, zawartość tlenu rozpuszczonego, żelaza, glinu, siarczanów, soli amonowych i azotanowych, fosforanów oraz CHZT i węgla organicznego.Oznaczenia wykonano metodami opisanymi przez Hermanowicza i innych (1978).

3. WYNIKI

3.1. Temperatura

Pomiary temperatury w profilu pionowym wykazały występowanie dwóch podstawowych warstw: mikso- i monimolimnionu. Podczas stagnacji letnich stwierdzono obecność w miksolimnionie trzech typowych dla tego okresu warstw: epi-, meta- i hypolimnionu.
Najniższe temperatury (ok. 4,0 °C) pojawiły się u podstawy hypolimnionu (9-11 m), która w wyniku głównie czynników fizycznych (prądy konwekcyjne, wiatry), ulegała pionowemu przesunięciu.
Miksolimnion charakteryzowały zmiany temperatury w profilu pionowym, typowe dla naszego klimatu: stagnacje (latem i zimą), cyrkulacje (wiosną i jesienią) (rys.1).



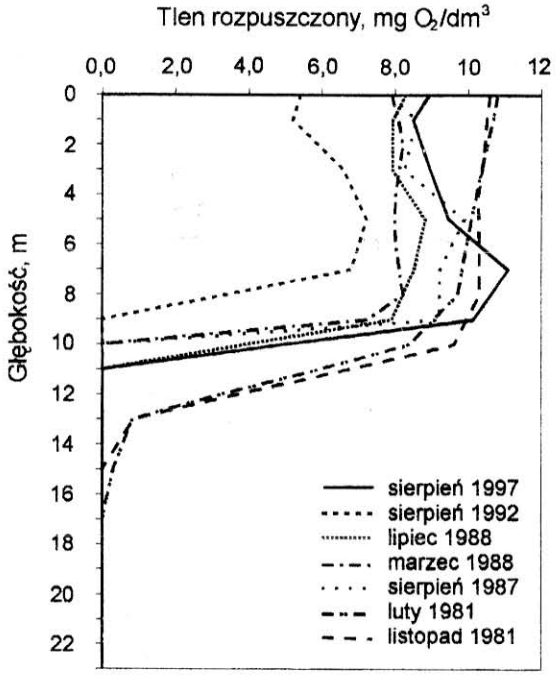
Rys. 1 *Zmiany temperatury wody w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1997*

Monimolimnion, to pozornie nienaruszona warstwa wody, utworzona głównie w wyniku silnego zasolenia (sole żelaza). Cechą charakterystyczną tej warstwy jest stała temperatura wody w ciągu roku. Różnica pomiędzy najniższą i najwyższą temperaturą wody w tej warstwie wahała się od 1.5 °C (VIII.1997) do 4.4 °C (VIII. 1987) (rys 1).
Temperatura jest jednym z ważniejszych czynników kształtujących przebieg zjawisk fizycznych oraz procesów chemicznych i biologicznych w zbiornikach wodnych. Śledząc przebieg jej zmian w badanym zbiorniku, w ostatnim dziesięcioleciu (1987-

1997), stwierdza się stopniowy wzrost temperatury w miksolimnionie w okresie stagnacji letnich (rys. 1).

3.2. Tlen rozpuszczony

Zmiany zawartości tlenu w wodzie zbiornika meromiktycznego charakteryzuje przebieg oksykliny w sposób typowy dla jezior silnie zeutrofizowanych. Stwierdza się dostateczne natlenienie wód miksolimnionu i całkowity brak tlenu w monimolimnionie (rys. 2).



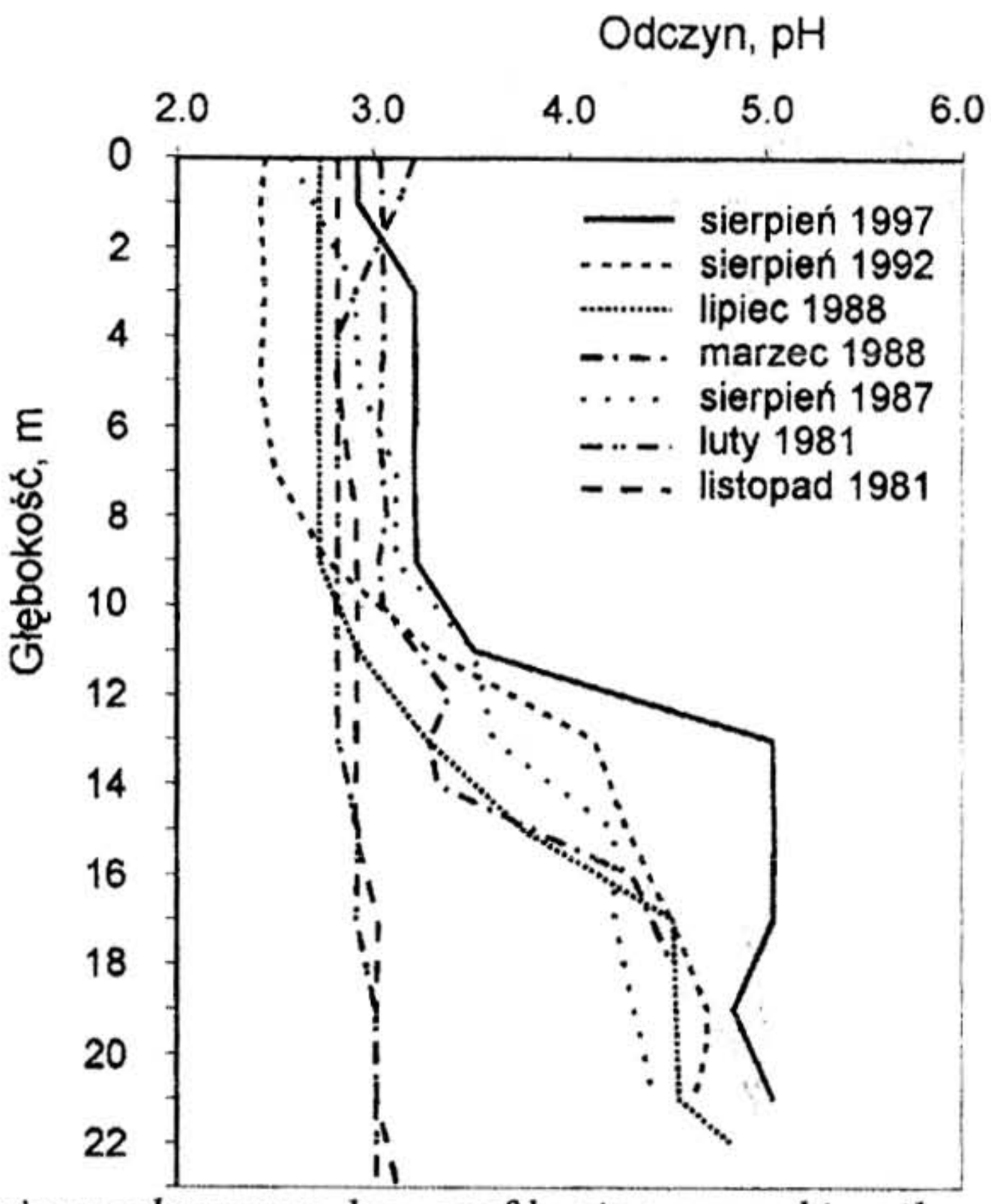
Rys. 2 *Zmiany zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1997*

Anaerobowe warunki w wodach monimolimnionu, wywołane brakiem kontaktu z tlenem atmosferycznym, wskazują ponadto na występowanie silnie redukcyjnych procesów w tej warstwie.

Stwierdzenie obecności wprawdzie śladowych ilości tlenu na głębokości 15-16 m w rok 1981 (luty, listopad) stanowi pewien dowód na pogarszanie się warunków tlenowych w monimolimnionie w stosunku do lat późniejszych. Z przebiegu oksyklin w miksolimnionie można wnioskować, o pogarszaniu się warunków tlenowych również i w tej warstwie (rys. 2).

3.3. Odczyn

Badany zbiornik charakteryzuje wyrównany przebieg zmian odczynu w profilu pionowym miksolimnionu, mieszczący się w przedziale 2.7 pH (VIII.1987) do 3.2 pH (VIII.1997), oraz jego wzrost w monimolimnionie do 5.0 pH (VIII.1997) (rys. 3).
Na podkreślenie zasługuje nieznaczny wzrost odczynu w monimolimnionie w stosunku do warstw wody leżących powyżej (miksolimnion) w lutym i w listopadzie 1981 r. (rys. 3). Wzrost odczynu wody w monimolimnionie należy przypisać procesom redukcyjnym, prowadzącym do wykorzystania jonów wodorowych (H^+), których intensywność zdaje się w ostatnich latach wzrastać (rys. 3).



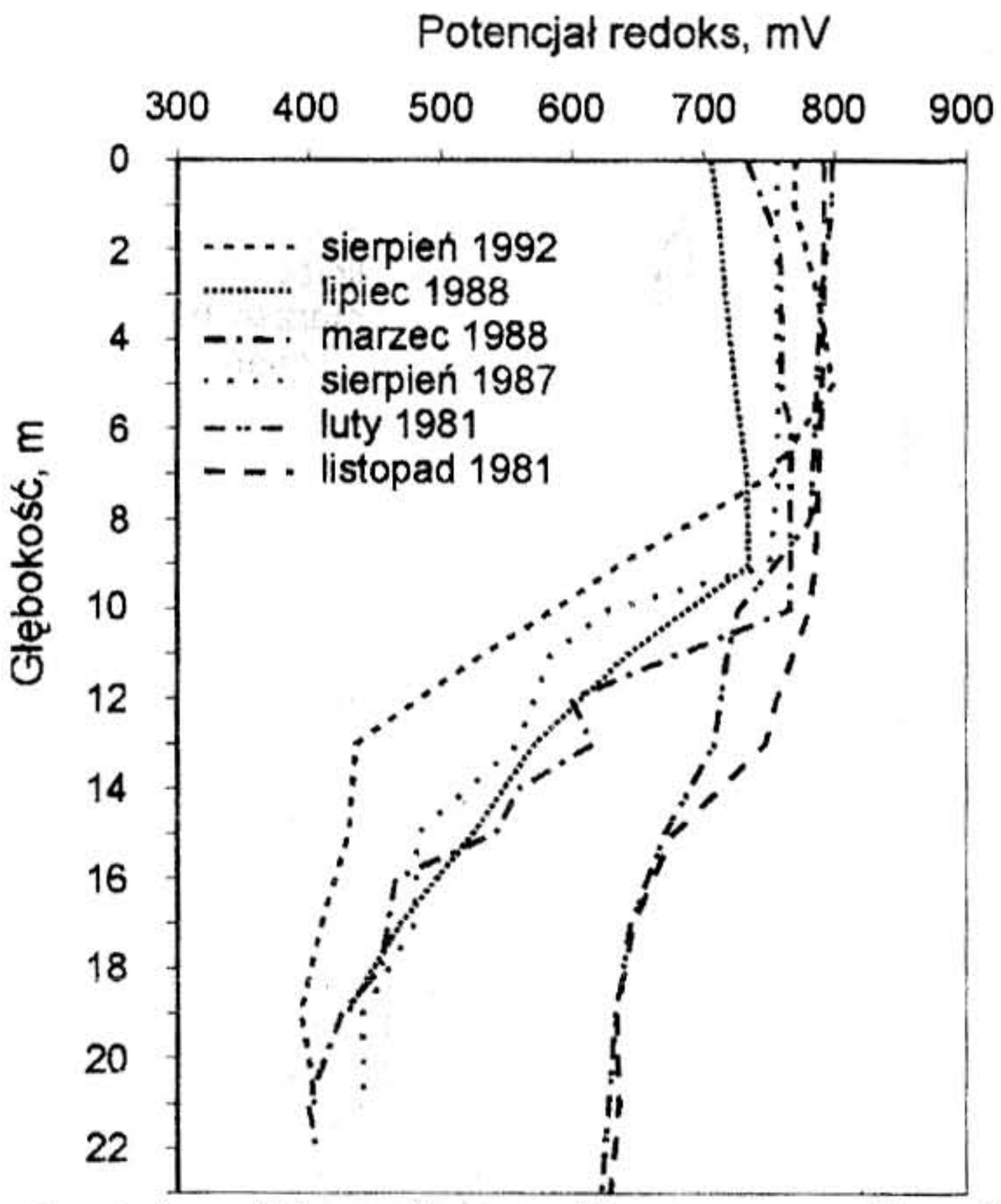
Rys. 3 *Zmiany odczynu wody w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1997*

3.4. Potencjał redoks

Zmiany potencjału redoks w profilu pionowym zbiornika są niejako „odwróceniem" przebiegu zmian odczynu (rys. 3, 4).
Najwyższe wartości potencjału redoks wystąpiły w miksolimnionie: od ok. 720 mV (VII.1988) do ok. 770 mV (VIII. 1992). Na głębokości 9-10 m ulegały obniżeniu i w monimolimnionie wynosiły: od ok. 400 mV do ok. 460 mV (VIII.1987). Od prezentowanych wyżej wyników badań zdecydowanie odbiegały wyniki z roku 1981 (620-745 mV) (rys. 4).

3.5. Żelazo ogólne

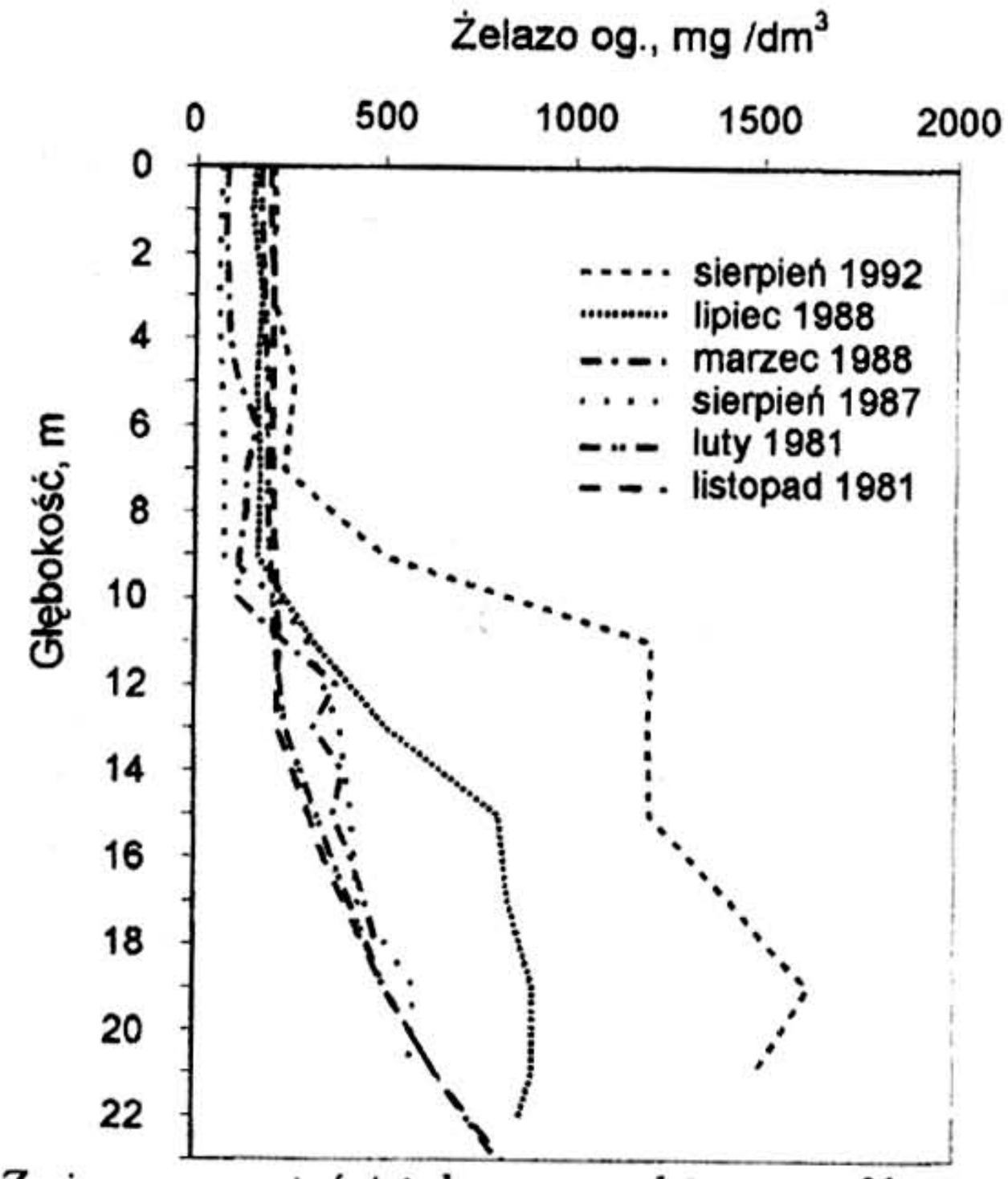
Pierwiastek ten odegrał główną rolę w genezie i rozwoju zbiornika meromiktycznego. Wyniesiony w postaci pirytu na powierzchnię stał się przyczyną zakwaszenia wód i powstania monimolimnionu. Stężenia żelaza w profilu pionowym miksolimnionu były wyrównane i wynosiły od ok. 60 mg Fe/dm^3 do ok. 200 mg Fe/dm^3 (rys. 5). Wyjątek stanowiły badania z sierpnia 1992 r., kiedy na głębokości 10 m zawartość żelaza ogólnego wzrosła do powyżej 1000 mg Fe/dm^3. Poniżej 10 m (monimolimnion) stężenia żelaza, w latach 80-tych, stopniowo wzrastały, osiągając przy dnie wartość 800-900 mg Fe/dm^3. Intensywny wzrost zawartości żelaza stwierdzono w sierpniu 1992, zwłaszcza w monimolimnionie, gdzie stężenia tego pierwiastka osiągnęły wartości ok. 1000 mg Fe/dm^3.



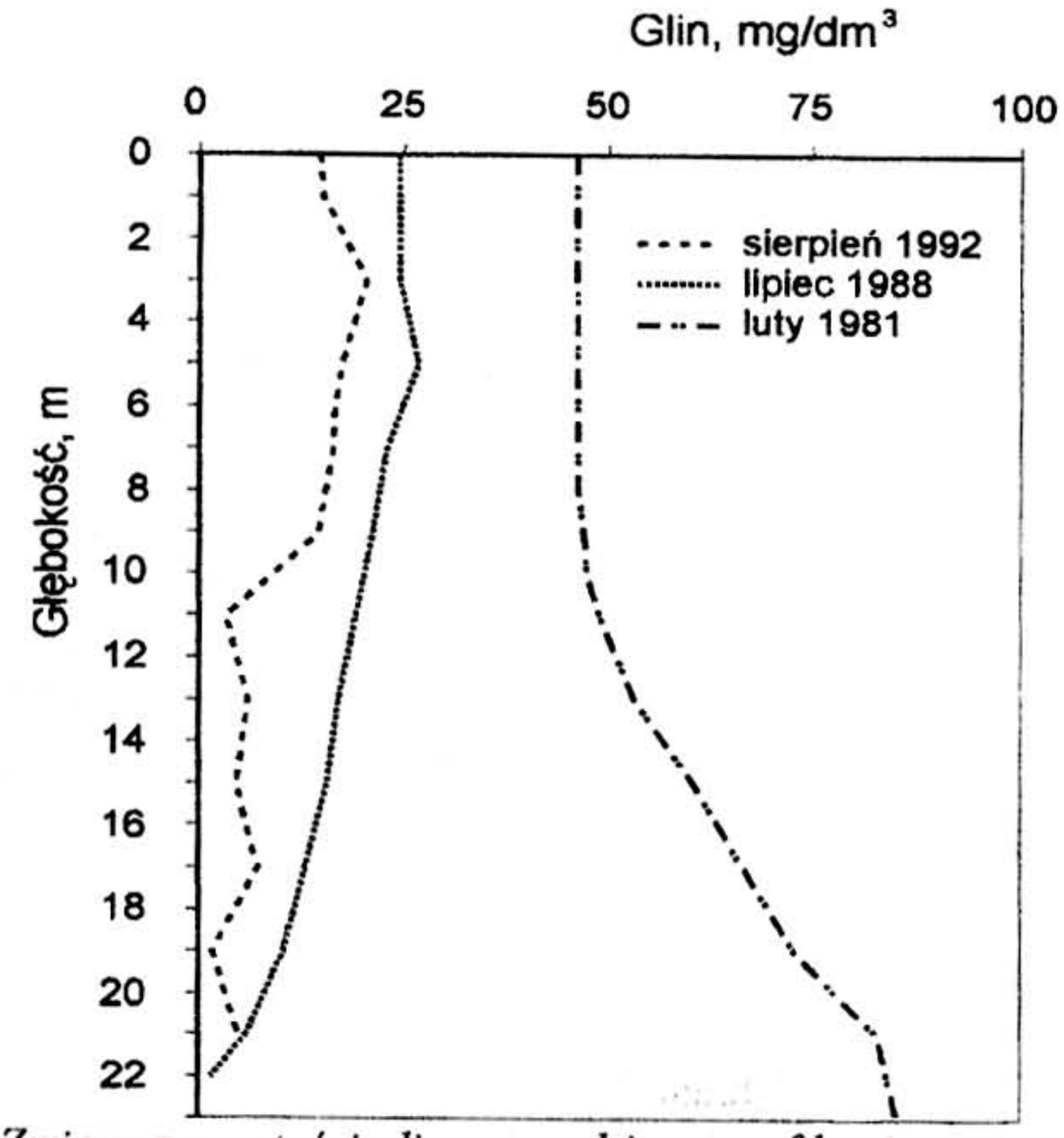
Rys. 4 *Zmiany potencjału redoks wody w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1997*

3.6. Glin

Stężenia glinu w wodach badanego zbiornika oznaczano trzykrotnie. W lutym 1981 r. zawartość tego pierwiastka w powierzchniowej warstwie wody wynosiła 47 mg Al/dm^3, po czym stopniowo rosła, osiągając nad dnem (monimolimnion) 86 mg Al/dm^3 (rys. 6). W latach następnych (VII.1988 i VIII.1989) zawartości glinu w powierzchniowej warstwie wody miksolimnionu były znacząco niższe, wraz ze wzrostem głębokości malały i nad dnem wynosiły 15 mg Al/dm^3 (VIII.1992) i 2,1 mg Al/dm^3 (VII.1988) (rys. 6).



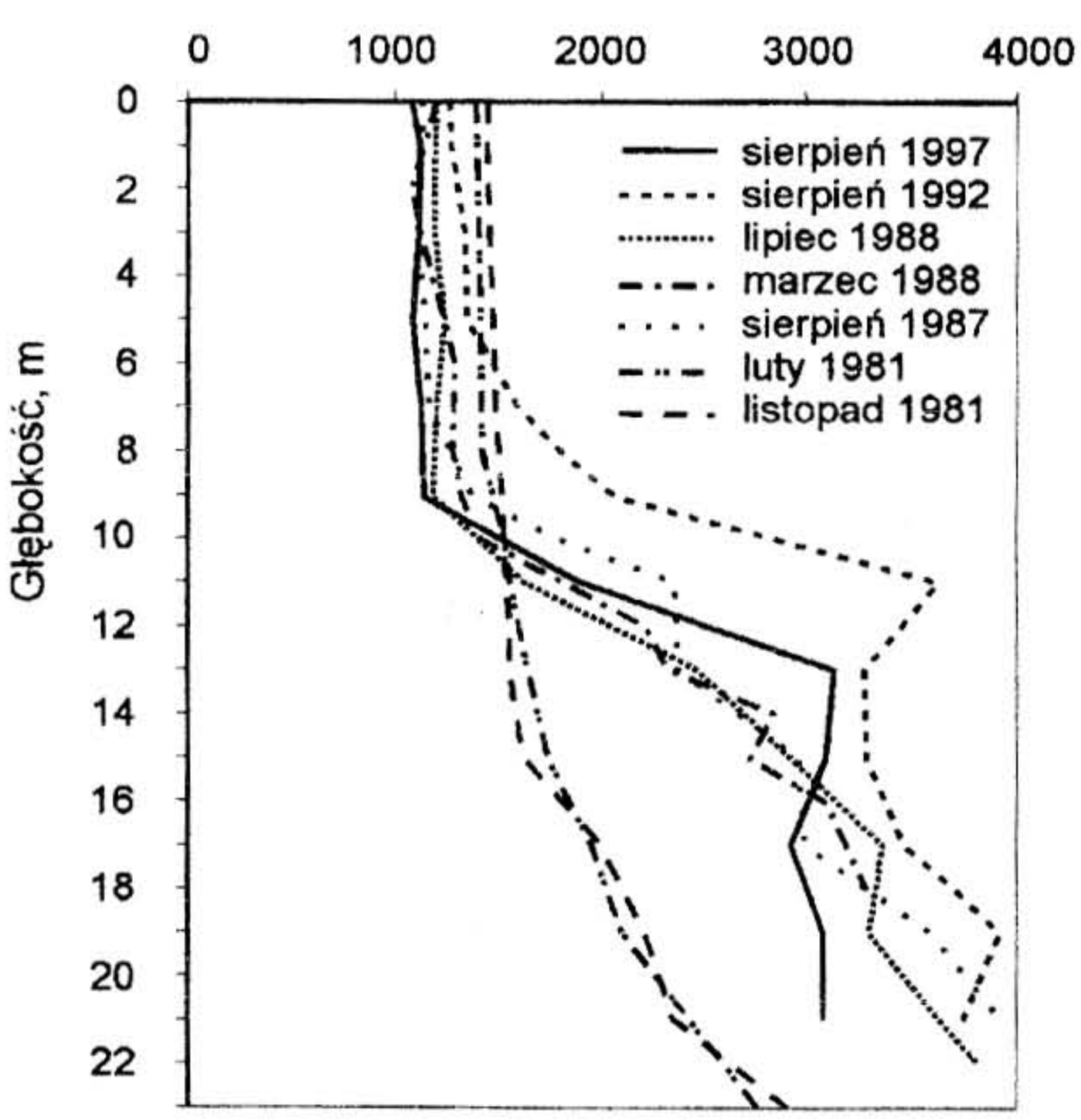
Rys. 5 *Zmiany zawartości żelaza w wodzie w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1992*



Rys. 6 *Zmiany zawartości glinu w wodzie w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1992*

3.7. Siarczany

W lutym i listopadzie 1981 r., stężenia siarczanów w profilu pionowym miksolimnionu były wyrównane i wahały się od ok. 1400 do 1500 mg SO_4/dm^3. Poniżej 10 m w monimolimnionie, stopniowo rosły i nad dnem osiągały wartości: 2750 i 2990 mg SO_4/dm^3 (rys. 7).



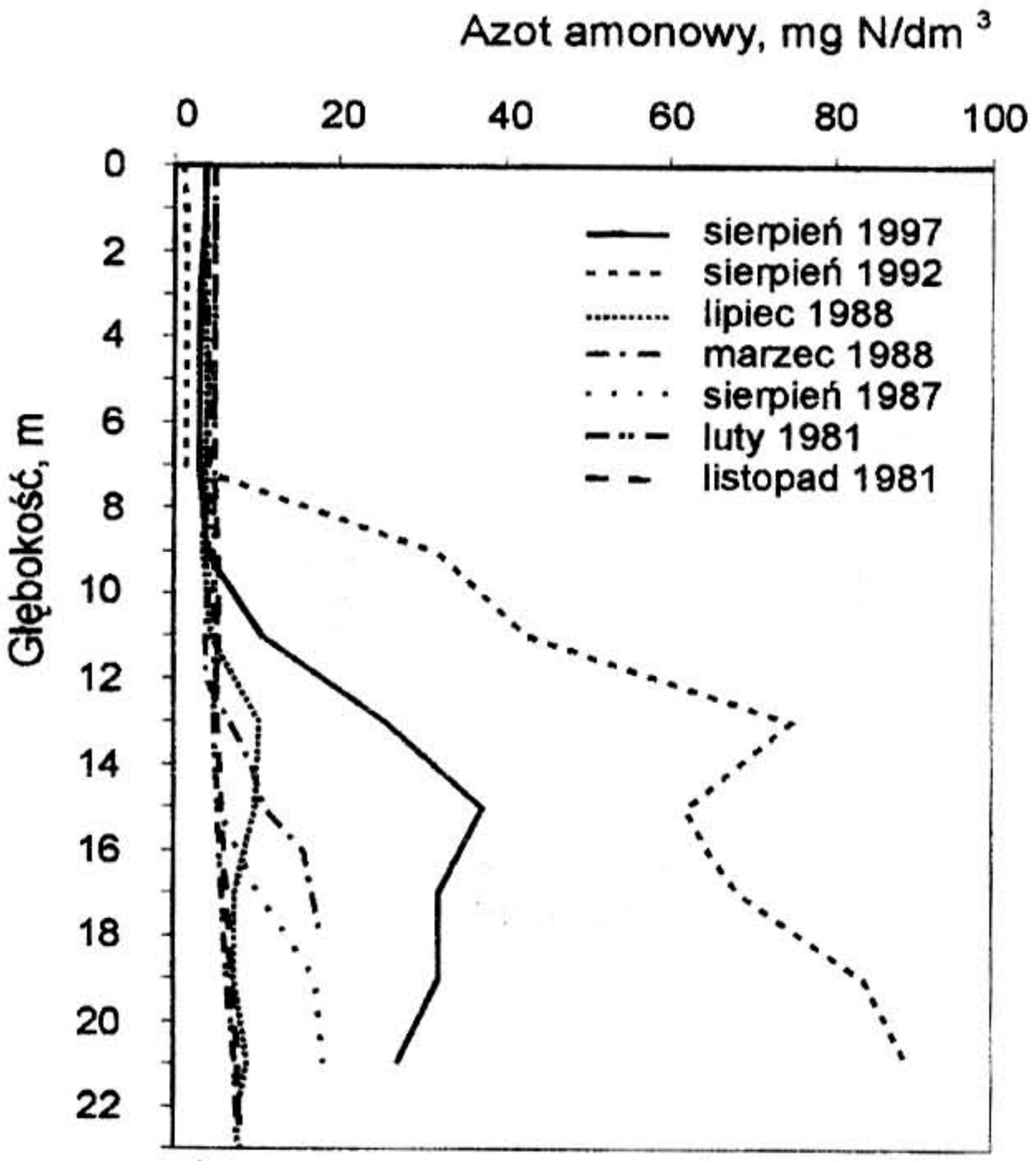
Rys. 7 *Zmiany zawartości siarczanów w wodzie w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1997*

W latach 1987-1997 stężenia siarczanów w miksolimnionie nieznacznie obniżyły się, z kolei w monimolimnionie, w stosunku do roku 1981, wyraźnie wzrosły osiągając nad dnem w lipcu 1988 r. 3850 mg SO_4/dm^3. Wyniki badań z roku 1992 charakteryzował wzrost stężeń siarczanów już na głębokości 7 m, który utrzymywał się w monimolimnionie na tym samym poziomie, osiągając w warstwie przydennej (19 m) 3935 mg SO_4/dm^3.

3.8. Sole amonowe

Zawartość soli amonowych w profilu pionowym miksolimnionu były zbliżone i nie przekroczyły 5 mg N/dm^3 (z wyjątkiem sierpnia 1992). Zróżnicowanie stężeń tych soli wystąpiło w monimolimnionie i wzrastało wraz z głębokością. Nad dnem zawartości

soli amonowych wahały się od 7.6 mg N/dm^3 (II.1981) do 88.9 mg N/dm^3 (VIII.1992) (rys. 8).



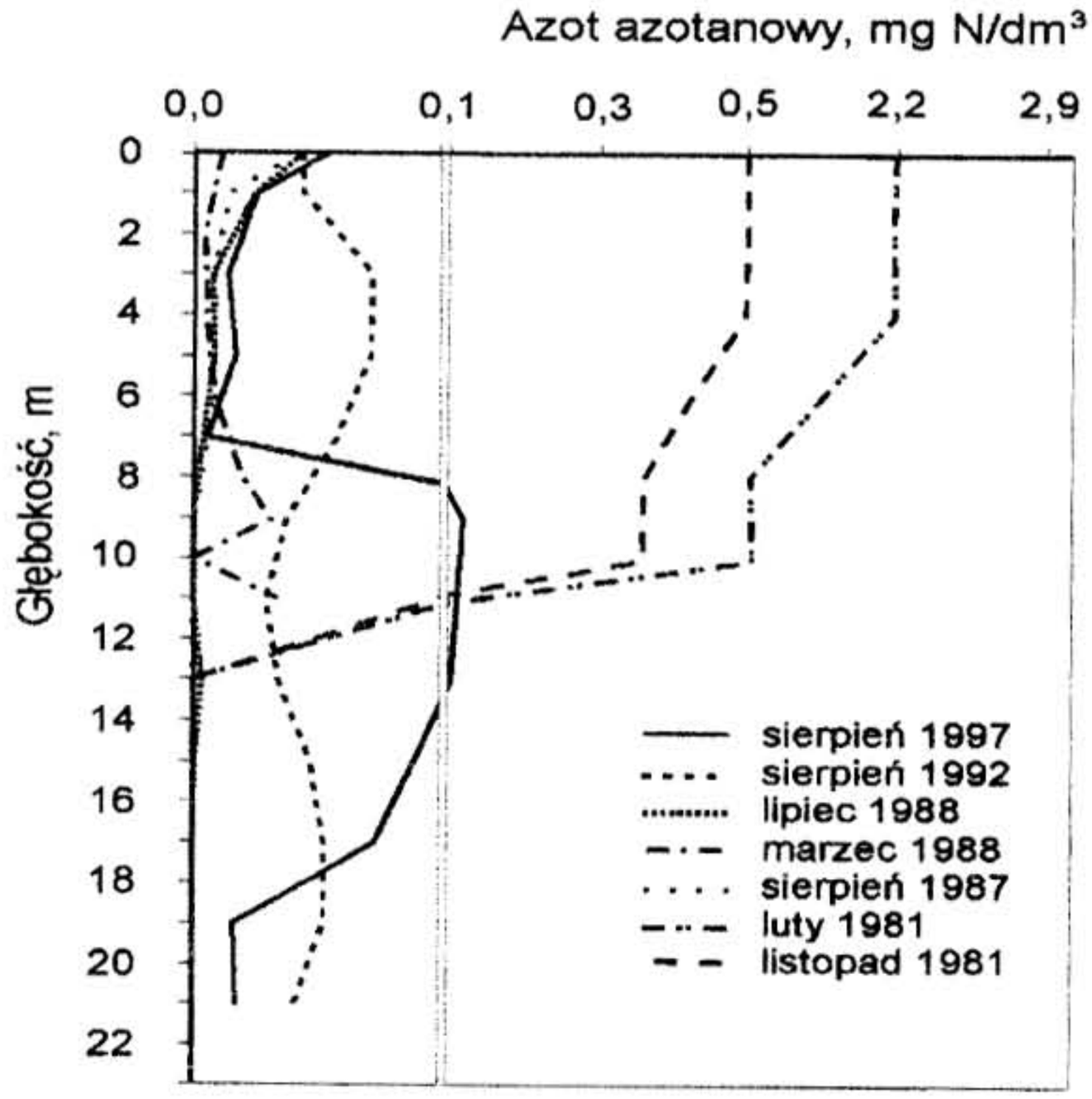
Rys. 8 *Zmiany zawartości azotu amonowego w wodzie w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1997*

3.9. Azotany

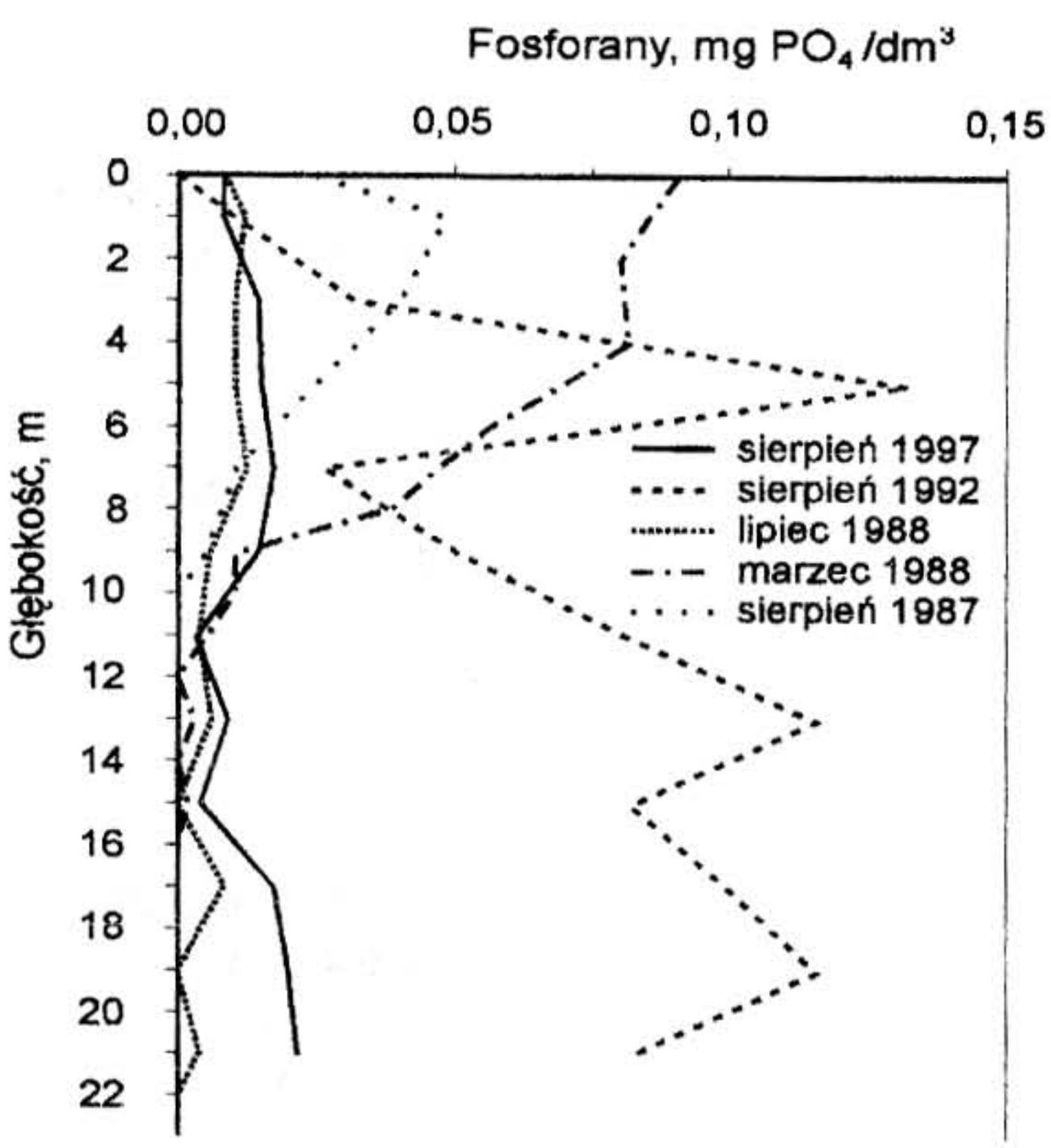
Stężenia azotanów w lutym i listopadzie 1981 r., w profilu pionowym miksolimnionu wahały się od 3.30 do 3.60 mgN/dm^3, z tendencją do nieznacznego spadku ze wzrostem głębokości.
W monimolimnionie azotany już zanikały (rys.9).

3.10. Fosforany

W lutym i listopadzie 1981 r., fosforanów w miksolimnionie dostępnymi metodami nie wykryto. Anion ten pojawił się dopiero na głębokości 13 m (monimolimnion) w stężeniach nie przekraczających 0.001 mg PO_4/dm^3, które przy dnie wzrastały do 0.002 i 0.003 mg PO_4/dm^3. W latach 1987-1988 fosforany w miksolimnionie pojawiły się, sięgając wartości 0.10 mg PO_4/dm^3 (rys. 10).



Rys. 9 *Zmiany zawartości azotu azotanowego w wodzie w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1997*

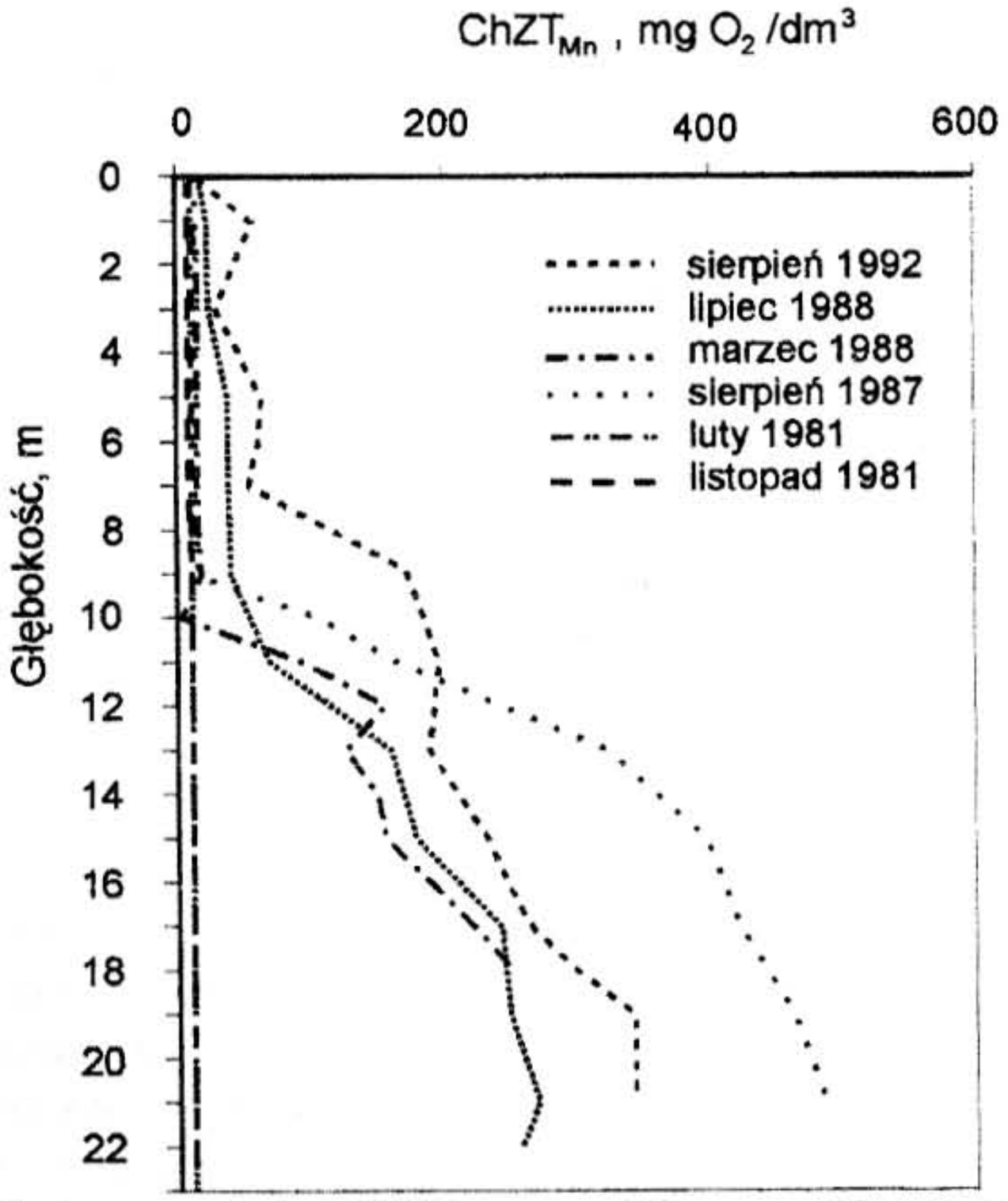


Rys. 10 *Zmiany zawartości fosforanów w wodzie w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1997*

W monimolimnionie stężenia tego anionu były niższe i nie przekraczały wartości 0.010 mg PO_4/dm^3 (rys. 10). Dopiero w roku 1992 zawartości fosforanów wzrosły w miksolimnionie, jak też w monimolimnionie z trzema maksimami w profilu pionowym. Największe z nich pojawiło się na głębokości 5 m i wynosiło 0.132 mg PO_4/dm^3 (rys.10). W sierpniu 1997 r. stężenia fosforanów zmalały w stosunku do roku 1992, maksymalne wartości pojawiły się przy dnie i wynosiły około 0.020 mg PO_4/dm^3 (rys.10).

3.11. Chemiczne zapotrzebowanie na tlen

Stężenia substancji organicznych wyrażonych CHZT w wodach mikso- i monimolimnionu badanego zbiornika, w lutym i w listopadzie 1981 r., wahały się od 4.0 do 7.6 mg O_2/dm^3, były zatem stosunkowo niskie (rys. 11). W latach 1987-1992 wskaźnik ten wykazywał w miksolimnionie nieco wyższe wartości niż w roku 1981, natomiast wyraźnie wzrastał w monimolimnionie, zwłaszcza w sierpniu 1987 r. (od 104 do 484 mg O_2/dm^3).

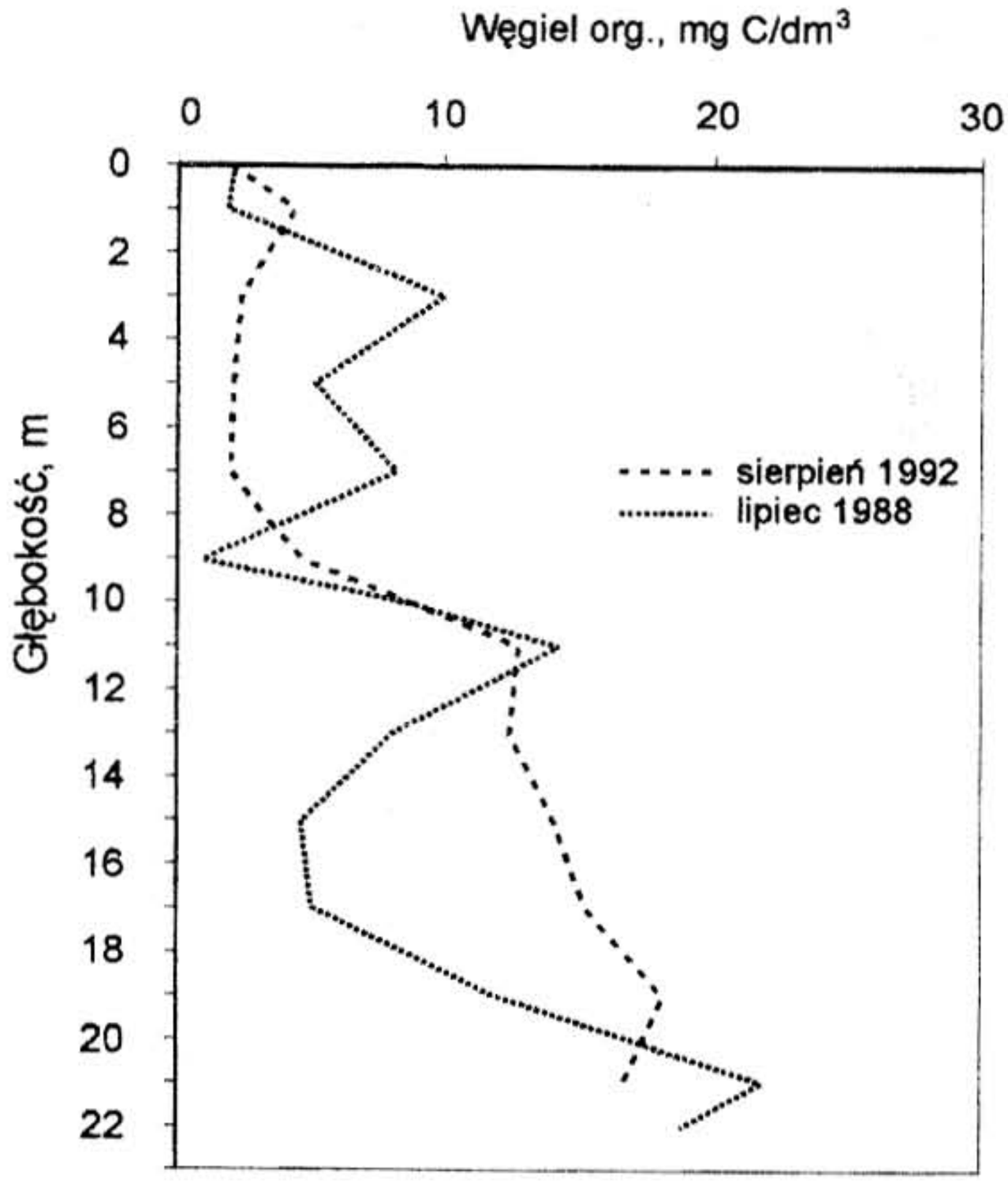


Rys. 11 *Zmiany wartości $ChZT_{Mn}$ w wodzie w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1997*

3.12. Węgiel organiczny

Zawartość węgla organicznego oznaczano w roku 1988 i 1992 podczas stagnacji letnich. W miksolimnionie stężenia tego wskaźnika w obu okresach wynosiły od 1.0 do 9.0 mg C/dm^3, w monimolimnionie były już wyższe i mieściły się w granicach od 4.7

do 22.0 mg C/dm^3. Przebieg zmian zawartości węgla organicznego w roku 1992 w profilu pionowym całego zbiornika był raczej łagodny, podczas gdy w roku 1988 „skokowy", z kilku maksimami (rys.12).



Rys. 12 *Zmiany zawartości węgla organicznego w wodzie w profilu pionowym zbiornika meromiktycznego w latach 1981-1997*

4. DYSKUSJA

Zjawisko meromiksji, które wystąpiło w badanym zbiorniku, jak też dwóch innych zbiornikach „pojezierza antropogenicznego" ma złożoną genezę, jest to meromiksja ektogeniczna, jak też endogeniczna (Walker i Likens 1975). Powstaniu tego zjawiska sprzyja morfometria ich wyrobisk, wysokie wartości głębokości względnej (0,0788 – 0,0533) oraz otaczający teren (piętrzące się hałdy, niskie usytuowanie misy, otaczające lasy) (Solski, Jędrczak 1991).

Towarzyszący pokładom węgla piryt (FeS_2) ulegał złożonym procesom rozkładu (Baker i Wildshirer 1979, Walsh i Mitchell 1972), powodując powstanie kwasu siarkowego i związanych z tym następstw:

- zakwaszenie wód w stopniu wysoce ograniczającym rozwój życia biologicznego,
- powstanie warunków sprzyjających wietrzeniu skał,
- nagromadzenie soli kwasu siarkowego w przydennych warstwach wody w ilościach prowadzących do utworzenia monimolimnionu,
- pojawienie się w zbiornikach wód typu siarczanowego.

Główną rolę w utworzeniu monimolimnionu należy przypisać żelazu (Kjensmo 1967, 1968) oraz siarce (Carigman 1988, Forsberg i Morling 1988).
Nasuwa się pytanie, czy w okresie ostatnich kilkunastu lat pojawiły się jakiekolwiek symptomy postępu procesu starzenia się badanego zbiornika. Miarą starzenia się zbiorników meromiktycznych jest intensywność procesów redukcyjnych w monimolimnionie, wyrażona potencjałem redoks (Solski, Jędrczak 1991).
Badania zbiorników meromiktycznych w latach 80-tych wykazały, że potencjał redoks wód monimolimnionu badanego zbiornika był równy lub większy od 0.40 V, wskazując tym samym na nieobecność procesów desulfatyzacji. W tym czasie w pozostałych dwóch (starszych) zbiornikach meromiktycznych wartości potencjału redoks wynosiły od 0.300 do 0.212 V, dowodząc pewnego zaawansowania procesów redukcji siarczanów (Solski, Jędrczak 1991).
Obniżenie potencjału redoks w monimolimnionie badanego zbiornika w lipcu 1988 i sierpniu 1992 r. do 0.398 i 0.390 V dowodzi, że zbiornik ten starzeje się.
Stwierdzono, że w okresie kilkunastu lat (1981-1987) dochodziło w badanym zbiorniku do postępującego zróżnicowania pomiędzy mikso - i monimolimnionem, polegającego na wzroście lub zmniejszeniu wielkości (stężeń) następujących wskaźników fizyczno-chemicznych: odczynu (rys. 3), potencjału redoks (rys. 4), oraz żelaza (rys. 5), siarczanów (rys. 7) i azotu amonowego (rys. 8).
W wyniku zakwaszenia wód zbiorników pojezierza kwasem siarkowym, skład jonowy tych wód ulegał przekształceniom, pojawiły się wody siarczanowe. Niektórzy badacze uważali, że rozwój zbiorników pojezierza będzie prowadził w końcowym etapie do powstania wód wodorowęglanowych, typowych dla wód powierzchniowych i gruntowych tego rejonu (Matejczuk 1986, 1992). Okazało się, że w końcowym etapie rozwoju zbiorników pojezierza mogą pojawić się również wody siarczanowe (Solski, Jędrczak 1990). Rozwój zbiorników meromiktycznych okazał się bardziej złożony, w przypadku badanego zbiornika wody miksolimnionu zaliczono do typu siarczanowego wapniowo-magnezowego, zaś wody monimolimnionu do typu siarczanowo-żelazowego (Jędrczak 1992).
O dalszym kierunku rozwoju badanego zbiornika, jak też pozostałych dwóch zbiorników meromiktycznych trudno dzisiaj cokolwiek wnioskować.

LITERATURA

[1] BAKER R.A., Wildshirer A.G: *Microbial factor in acid mine drainage formation; a pilot plant study*. Environmental Science and Technology, 4/5, 1970, 401-407.
[2] CARIGNAN R.,: *Seasonal dynamics of sulphate hydrogen sulphide near the sediment - water interface of an oligotrophic acid lake*. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 1988,106-115.
[3] FOSBERG C., Morling G.: *Examples of changes in water chemistry during lake acidi- and „deacidification"*. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 1988, 193-199.
[4] HERMANOWICZ W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B.,: Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków. Wyd. Arkady. W-wa. 1976
[5] HUTCHINSON G. E.: *A treatise on limnology*. Vol. 1. New York, John Wiley a. Sons, Inc., London, Chapman a. Hall, Ltd,1-1015 p. 1957

[6] JĘDRCZAK A: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Wyd. WSI. Zielona Góra 1992.
[7] KJENSMO J.: *The development of some main features o„ "iron-meromictic" soft water lakes*. Arch. Hydrobiol. Suppl. 32, 1967,137-312.
[8] KJENSMO J.: *Iron as the primary factor rendering lakes meromictic and related problems*. Mitt. Internat. Verein. Limnol.,14, 1968, 83-93.
[9] MATEJCZUK W.: *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksploatacyjnych węgla brunatnego*. Praca doktorska PWr, Wrocław, 1986.
[10] MATEJCZUK W.: *Eunotia exiqua (Breb.) jako organizm wskaźnikowy acydotrofii jezior burowęglowych*. Przyroda Środkowego Nadodrza 2. Wyższa Szkoła Pedagogiczna, Zielona Góra, 7-18.
[11] SOLSKI A., Jędrczak A., Matejczuk W.: *Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego"* w rejonie Tuplice-Łęknica. Zesz. Nauk. WSI. Zielona Góra, nr. 84. Inż. Środ. Nr. 4, 1988, 65-92.
[12] SOLSKI A., Jędrczak A: *Ionic composition of waters of the „antropogenic lake district"*. Pol. Arch. Hydrob.. No. 37/3, 1990, 361-382.
[13] SOLSKI A., Jędrczak A.: *Meromixis in acidotrophic reservoirs of antropogenic lake district*. Pol. Arch. Hydrob., No. 38. Zesz. 3/4, 1991, 327-346.
[14] WALKER K.F., Likens G.E.: *Meromixis and reconsidered typology of lake circulation patterns*. Verh. Internat. Verein. Limnol., I9, 1975, 442-458.
[15] WALSH F., Mitchell R.: *A pH dependent succession of iron bacteria*. Environmental Science and Technology 6/19, 1972, 809-912.

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116
NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Bartłomiej NAJBAR, Andrzej JĘDRCZAK*

STOPIEŃ ZEUTROFIZOWANIA WÓD ZBIORNIKÓW „POJEZIERZA ANTROPOGENICZNEGO"

Streszczenie

Prześledzono zmiany kilkunastu fizycznych i chemicznych wskaźników oraz produkcyjności ich wód, mierzonej przeźroczystością, zawartością chlorofilu-a oraz produkcją pierwotną w profilu pionowym, 24 zbiorników „pojezierza antropogenicznego" (rys. 1-12).

Wyróżniono 3 grupy zbiorników: acidotroficzne, przejściowe i „obojętne", różniące się przede wszystkim odczynem wody i potencjałem redoks. Grupa acidotroficzna reprezentuje zbiorniki najmłodsze (kilkudziesięcioletnie), przejściowa -wiek średni, „obojętna" zbiorniki najstarsze (powyżej 100 lat).

Wyróżniono dwa typy i dwa podtypy limnologiczne zbiorników:

- typ oligotroficzny podtyp acidotroficzny (grupa zbiorników acidotroficznych nr nr 8,14,15, 17 – 24),

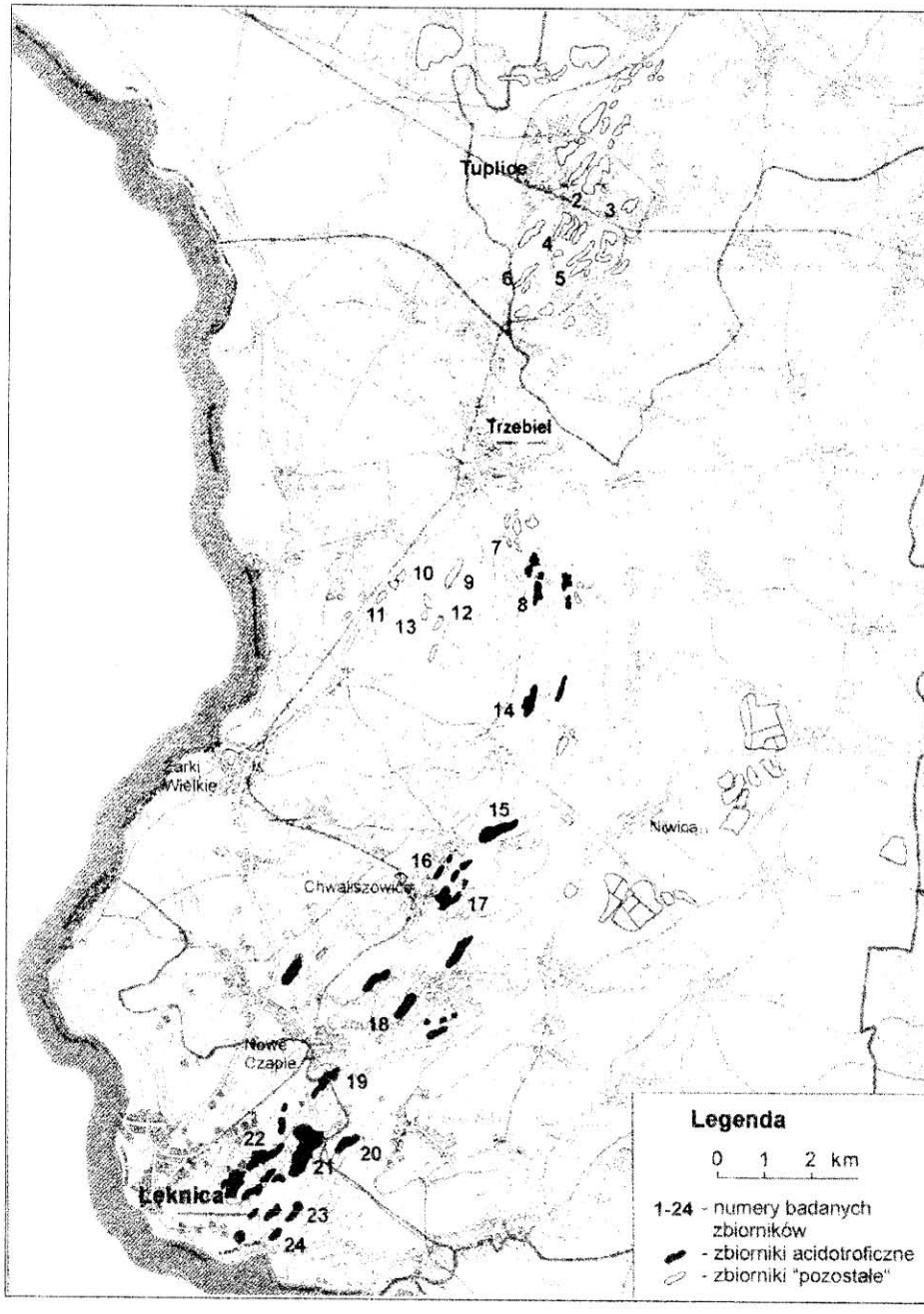
- typ eutroficzny, podtyp stawowy (grupa zbiorników przejściowych i „obojętnych" nr nr 1-3, 4, 5, 6, 79 –13, 16).

1. WSTĘP

We wschodniej części Łuku Mużakowskiego, pomiędzy Tuplicami i Łęknicą (woj. zielonogórskie) znajduje się największe w kraju skupisko sztucznie utworzonych zbiorników nazwanych przez Kozackiego (1976) „pojezierzem antropogenicznym" (rys. 1).

Geneza tych zbiorników wiąże się z wydobyciem węgla brunatnego, rozpoczętym w drugiej połowie XIX w. w rejonie Tuplic a zakończonym w okolicach Łęknicy w roku 1974. Wiek tych zbiorników wynosi obecnie od 24 lat do powyżej 100. Węgiel wydobywano metodą odkrywkową i wgłębną, w związku z tym wyróżniono trzy typy zbiorników: wyrobiskowy, zapadliskowy i mieszany (Kozacki 1976).

* dr hab. inż. Andrzej Jędrczak, - Zakład Technologii Wody Ścieków i Odpadów, Politechnika Zielonogórska
dr inż. Bartłomiej Najbar - Zakład Odnowy Środowiska, Politechnika Zielonogórska



Rys. 1 *„Pojezierze antropogeniczne (wschodnia część Łuku Mużakowskiego)"*

Pierwsze skąpe informacje o jakości wód zbiorników powyrobiskowych podają: Kozacki (1976) oraz Mendaluk i Wróbel (1977), wskazując na ich nietypowy skład chemiczny, odbiegający od przeciętnego dla wód powierzchniowych w naszym kraju. Zwrócono uwagę na obecność zbiorników o wodach kwaśnych, których odczyn nie przekraczał 4,0 pH. Matejczuk (1986), który około 10 lat później przeprowadził badania kilkunastu zbiorników o wodach kwaśnych, stwierdził występowanie wód o odczynie poniżej 3,0 pH, zawierających ogromne ilości żelaza i siarczanów.
Przyczyną zakwaszenia tych wód był towarzyszący pokładom węgla piryt, który wyniesiony na powierzchnię ulegał złożonym procesom utleniania i hydrolizy, prowadzącym do powstania kwasu siarkowego i siarczanu żelaza.
Badania wód „pojezierza antropogenicznego" w latach 80-tych i 90-tych (Solski, Jędrczak, Matejczuk 1988; Solski, Jędrczak 1990; Solski Jędrczak 1991a i b; Jędrczak 1992; Jilek, Jędrczak 1995) znacznie poszerzyły wiedzę o składzie chemicznym tych wód, jak też o procesach zachodzących w zbiornikach powyrobiskowych. Stwierdzono, że wody około połowy zbiorników były kwaśne (poniżej 4,0 pH) i zaliczono je do grupy acidotroficznej. Odczyn wód pozostałych zbiorników zbliżony był do obojętnego, co stało się w wyniku zachodzących w nich przez dziesiątki lat procesów chemicznych i biologicznych (Jędrczak 1992).
O ile skład chemiczny wód zbiorników acidotroficznych i zachodzące w nich procesy zostały w miarę bliżej poznane, to w przypadku grupy zbiorników o wodach zbliżonych do odczynu obojętnego, znany był tylko skład chemiczny wód warstwy powierzchniowej (Solski, Jędrczak, Matejczuk 1988; Solski, Jędrczak 1990). Badań fizyczno-chemicznych wód tych zbiorników, w profilu pionowym, dotychczas nie wykonano.
Uznano zatem za celowe przeprowadzenie takich badań, poszerzając je o wskaźniki, charakteryzujące zdolność produkcyjną zbiorników (produkcja pierwotna, zawartość chlorofilu a).
W tym celu wybrano 24 zbiorniki, rozmieszczone na całym obszarze „pojezierza antropogenicznego", chodziło bowiem o objęcie badaniami zbiorników najstarszych (ponad 100 letnich), w wieku średnim i najmłodszych.
Z dotychczasowych badań wynika, że każdy zbiornik „pojezierza antropogenicznego" w początkowej fazie powstawania znajdował się na etapie najsilniejszego zakwaszenia wody. Z upływem czasu wody zbiorników acidotroficznych, w wyniku procesów chemicznych i biologicznych ulegały zobojętnianiu (Jędrczak 1992).
W zależności od indywidualnych cech poszczególnych zbiorników (geneza, wielkość, głębokość, morfometria misy, skład chemiczny wody i osadów dennych, wiek) oraz położenia (otaczające hałdy i lasy, rodzaj brzegów, zjawiska hydrogeologiczne itp.), rozwój każdego z nich mimo pewnych podobieństw, przebiegał w sposób dla niego typowy. Dochodzi do zróżnicowania w zakresie procesu zobojętniania ich wód, wzbogacania w sole pokarmowe, rozwoju biocenozy, a tym samym postępu procesów eutrofizacji.
Spośród wybranych 24 zbiorników, jedenaście posiadało odczyn wody silnie kwaśny (grupa acidotroficzna), kolejne jedenaście - wody o odczynie obojętnym, zaś pozostałe dwa słabo kwaśnym.

Badania, które trwały dwa lata (1993/94) wykazały zatem obecność 3 grup zbiorników (acidotroficzne, przejściowe i „obojętne") oraz dwóch typów limnologicznych (oligotroficzne i eutroficzne), różniących się;
- fizyczno chemicznymi cechami ich wód, a przede wszystkim odczynem, potencjałem redoks i zasoleniem,
- produkcyjnością ich wód, mierzoną przeźroczystością, zawartością chlorofilu-a oraz produkcją pierwotną,
- stopniem zeutrofizowania wód (dwa typy i dwa podtypy limnologiczne).

2. METODY

Badano 24 zbiorniki wodne: w rejonie Trzebiela (6), Tuplic (8) i Łęknicy (10). Z braku nazw tych zbiorników oznakowano je numerami od 1 do 24 (rys. 1). Badania przeprowadzono latem 1993 roku, i objęły one: skład chemiczny wód, pomiary produkcji pierwotnej i zawartości chlorofilu-a.
Pomiary produkcji pierwotnej i zawartości chlorofilu-a wykonano w lipcu i sierpniu, w latach 1993-94.

Analizy fizyczno - chemiczne wody
Próby wody pobrano czerpaczem Ruttnera z głębokości: 0, 1, 3, 5, 7 a następnie co dwa metry i 1 metr nad dnem. W czasie poboru prób wody mierzono sondą: temperaturę, odczyn (pH), potencjał oksydacyjno-redukcyjny. Pozostałe oznaczenia: tlen rozpuszczony, azot mineralny (amonowy ($N\text{-}NH_4$), azotynowy ($N\text{-}NO_2$) i azotanowy ($N\text{-}NO_3$)), azot organiczny, fosfor og. i o-fosforany oraz węgiel org., wykonano w laboratorium metodami opisanymi przez Hermanowicza i in. (1976).

Pomiary przeźroczystości wody
Przeźroczystość wody mierzono (w metrach), posługując się krążkiem Secchiego. Jest to najprostszy sposób pomiaru rozwoju biomasy fito- i zooplanktonu i tym samym zdolności produkcyjnej wody zbiornika (Hooper, 1969).

Oznaczenia zawartości chlorofilu-a
Próby wody do oznaczeń zawartości chlorofilu pobierano czerpaczem Ruttnera w ilościach od 30 do 50 litrów, z głębokości: 0, 1, 2, 3, 5 i 7 metrów.
Zawartość chlorofilu-a oznaczano metodą stosowaną w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie, opracowaną przez Styczyńskiego (1970).
Stężenie chlorofilu-a w próbie obliczano posługując się wzorem:

$$\text{chlorofil-a } [mg/m^3] = 26{,}7 \cdot (E_{665} - E_{665a}) \cdot v / V \cdot 1$$

gdzie: E_{665} - ekstynkcja ekstraktu przy 665 nm przed zakwaszeniem,
E_{665a} - ekstynkcja ekstraktu przy 665 nm po zakwaszeniu,
v - objętość 90 % acetonu użyta do ekstrakcji (ml),
V - objętość przefiltrowanej wody przez sączek w dm^3,
1 - długość drogi optycznej kuwety w cm.

Pomiary produkcji pierwotnej

Do pomiaru produkcji pierwotnej fitoplanktonu zastosowano metodę tlenową („jasnych i ciemnych butelek") wprowadzoną w 1927 r. przez Caardnera i Brana do badań morskich, a do badań zbiorników słodkowodnych przez Vinberga (I960). Wodę pobierano czerpaczem Ruttnera z określonej głębokości i napełniano nią pięć butelek o objętości po 200 cm^3. Cztery butelki napełnione wodą (2 jasne, 2 ciemne) umieszczano parami na tej głębokości zbiornika, z której uprzednio pobrano próbę wody. Wodę w butelce 5 utrwalano natychmiast po pobraniu do oznaczenia zawartości tlenu (próba wyjściowa). Butelki jasne i ciemne eksponowano w jeziorze przez okres dnia (od świtu do zmierzchu) na głębokościach: pod lustrem wody, 1, 2, 3, 5 i 7 m. Po zakończonej ekspozycji oznaczano w próbach (butelki jasne i ciemne) zawartość tlenu. Uzyskane dane o zawartości tlenu w próbach wody posłużyły do obliczenia produkcji pierwotnej.

3. WYNIKI

3.1. Badania fizyczno chemiczne wód

Wyniki badań fizyczno-chemicznych prób wód pobranych w sierpniu 1993 r. obejmują kilkanaście wskaźników.

Na podstawie odczynu i potencjału redoks wyróżniono 3 grupy zbiorników: acidotroficzne (nr nr 8, 14, 15, 17-24), przejściowe (nr nr 4 i 7) i „obojętne" (nr nr 1, 2. 3, 5, 6, 9-13, 16). W grupie acidotroficznej stwierdzono dwa zbiorniki meromiktyczne, charakteryzujące się obecnością monimolimnionu - warstwy wody nie uczestniczącej w cyrkulacjach (wiosennej i jesiennej). Skład chemiczny wody, monimolimnionu różnił się znacznie od wód nad nią leżących (miksolimnionu), jak też od wód pozostałych zbiorników grupy acidotroficznej.

Zmiany temperatury wody badanych zbiorników latem, w profilu pionowym ilustruje rys. 2. Z wyjątkiem kilku zbiorników należących do grupy acidotroficznej (nr nr 19, 20, 22-24) temperatury wody w pozostałych zbiornikach wykazywały wyraźne pionowe zróżnicowanie, mimo niewielkich głębokości (zbiorniki nr nr 1, 2, 6, 10) (rys. 2). Na wyróżnienie zasługuje zbiornik nr 21 najgłębszy, w którym temperatura wody w monimolimnionie była wyższa od temperatury wody bezpośrednio nad nią leżącej .

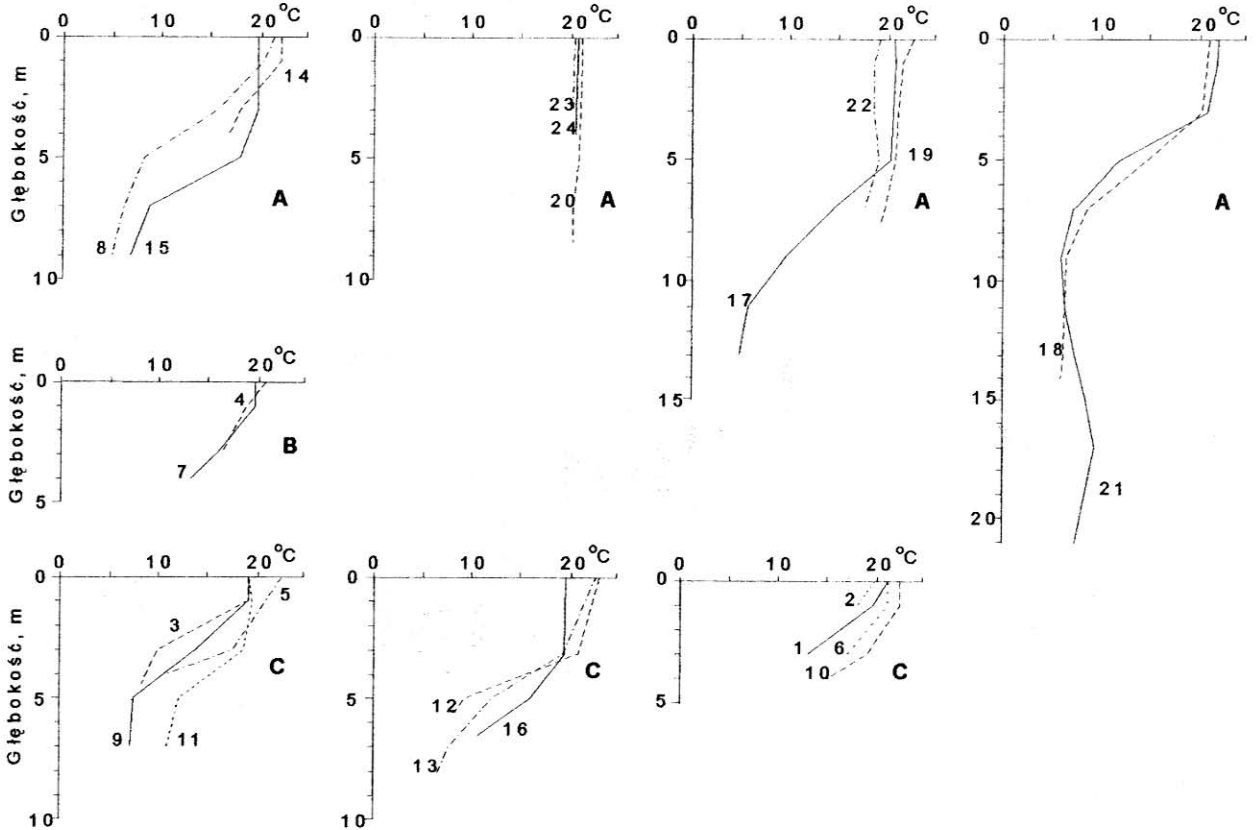
Odczyn wody wyróżnionych 3 grup zbiorników mieścił się w następujących przedziałach:

- acidotroficzne; od 2,41 do 4,0 pH,
- przejściowe; od 4,18 do 5,64 pH,
- „obojętne"; od 5,96 do 7,81 pH.

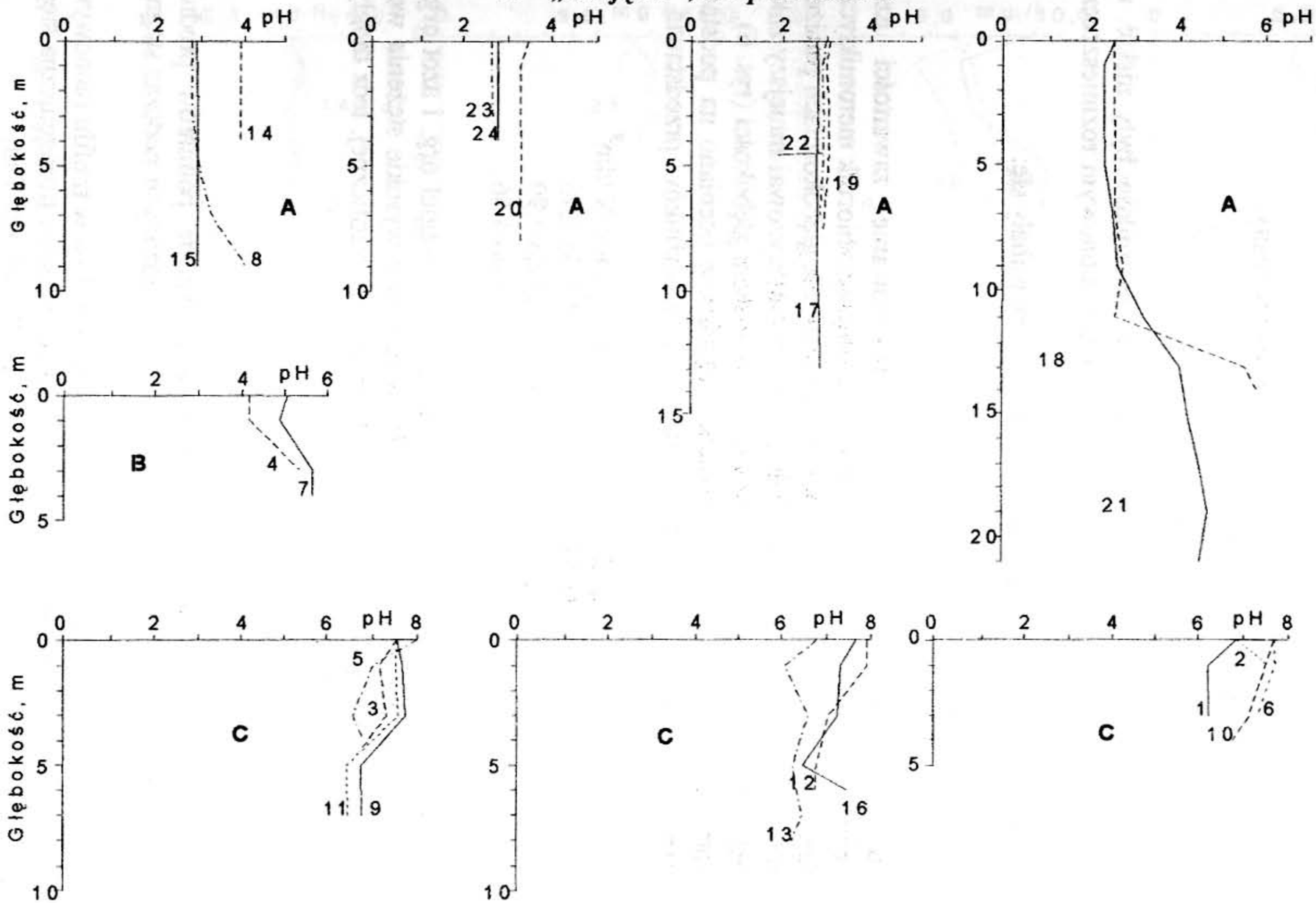
Grupę acidotroficzną, z wyjątkiem zbiorników nr nr 8, 18 i 21 charakteryzował bardzo wyrównany przebieg zmian odczynu wody w profilu pionowym. W pozostałych dwóch grupach zmiany te były wyraźne, wskazując na tendencję do wzrostu odczynu w głębszych warstwach wody (rys. 3), nie uwzględniono monimolimnionu.

Zawartości tlenu w wodach wyróżnionych grup zbiorników wynosiły:

- acidotroficzne; od 5,8 do 9,2 mg O_2/dm^3,
- przejściowe; od 0,0 do 8,2 mg O_2/dm^3,
- „obojętne"; od 5,4 do 8,0 mg O_2/dm^3.



Rys. 2 *Zmiany temperatury w profilu pionowym wód trzech wyróżnionych grup zbiorników: A - acidotroficzne, B – przejściowe,*



Rys. 3 *Zmiany odczynu (pH) w profilu pionowym wód trzech wyróżnionych grup zbiorników: A - acidotroficzne, B – przejściowe,*

W przypadku grupy acidotroficznej zmiany zawartości tlenu w profilu pionowym przebiegały w sposób bardzo zróżnicowany i w wielu przypadkach trudny do wyjaśnienia (rys. 4). Pozostałe dwie grupy to zbiorniki płytkie. O zawartości tlenu w wodach tych zbiorników w dużym stopniu decydowała zapewne obecność wyższych roślin wodnych (procesy fotosyntezy i oddychania).
Zmiany zawartości soli pokarmowych (fosforany, azot min.) w profilu pionowym ilustrują rys. 5 i 6.

Stężenia fosforanów w wyróżnionych grupach zbiorników wynosiły:
- acidotroficzne; od 0,001 do 0,067 mgPO_4/dm^3,
- przejściowe; od 0,012 do 0,040 mgPO_4/dm^3,
- „obojętne"; od 0,001 do 0,048 mgPO_4/dm^3.

W sumie zawartości fosforanów we wszystkich grupach zbiorników były niskie, nie stwierdzono obecności jakichkolwiek prawidłowości w ich pionowym rozmieszczeniu (rys. 5).
Stężenia azotu mineralnego w wodach badanych zbiorników wahały się:
- acidotroficzne; od 0,01 do 88,9 mg N/dm^3,
- przejściowe; od 0,04 do 0,10 mg N/dm^3,
- „obojętne"; od 0,01 do 1,66 mg N/dm^3.

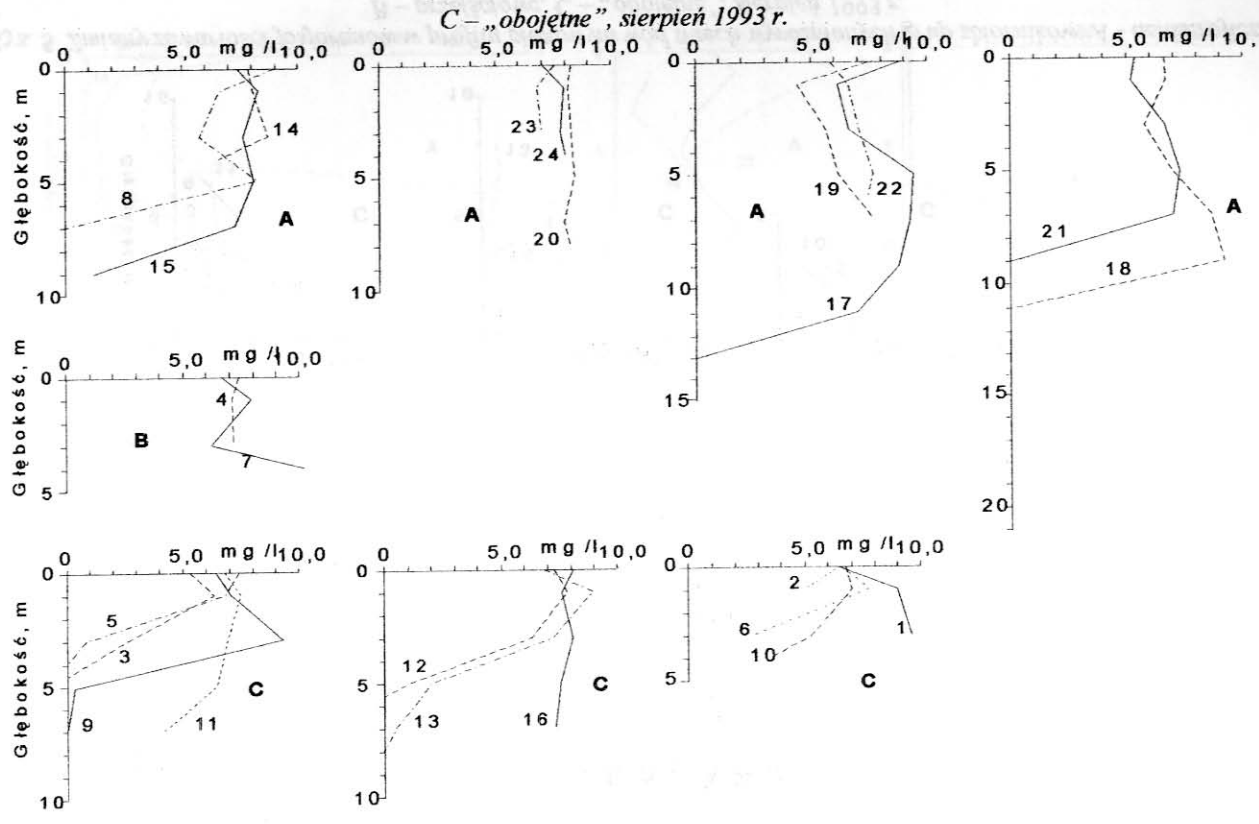
W grupie acidotroficznej stwierdzono duże zróżnicowanie zawartości azotu mineralnego w układzie pionowym. Na wyróżnienie zasługuje zbiornik meromiktyczny (nr 21) ze względu na ogromne stężenia azotu mineralnego na głębokościach poniżej 9 m w monimolimnionie (rys. 6). Pozostałe dwie grupy charakteryzował mniejszy zakres stężeń azotu min. oraz wzrost tej formy azotu wraz ze wzrostem głębokości (rys. 6).
Zasobność wód badanych zbiorników w związki organiczne oceniano na podstawie zawartości węgla org. i azotu org. Zakres zmian tych wskaźników przedstawia się następująco:

	C org., mg/dm^3	azot org., mg N /dm^3
- acidotroficzne;	od 1,07 do 18,18	od 0,003 do 2,96
- przejściowe;	od 1,89 do 8,33	od 0,048 do 0,99
- „obojętne";	od 5,47 do 18,36	od 0,034 do 4,56.

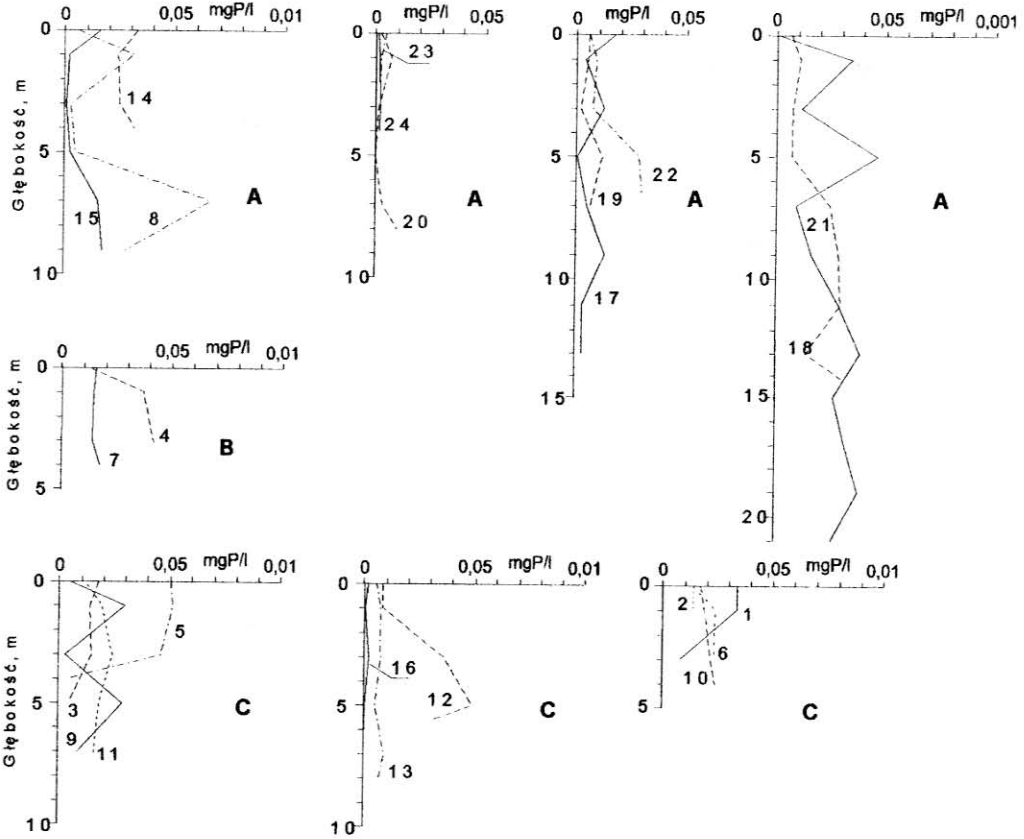
Wody zbiorników grupy „obojętnej" okazały się bogatsze w węgiel org. i azot org. w porównaniu do grupy acidotroficznej (rys. 7 i 8). Wprawdzie wysokie stężenia węgla org. wystąpiły w dwóch zbiornikach (nr nr 18 i 21) grupy acidotroficznej, lecz mogły to być zawiesiny węgla brunatnego.

3.2. Pomiary produkcyjności wód

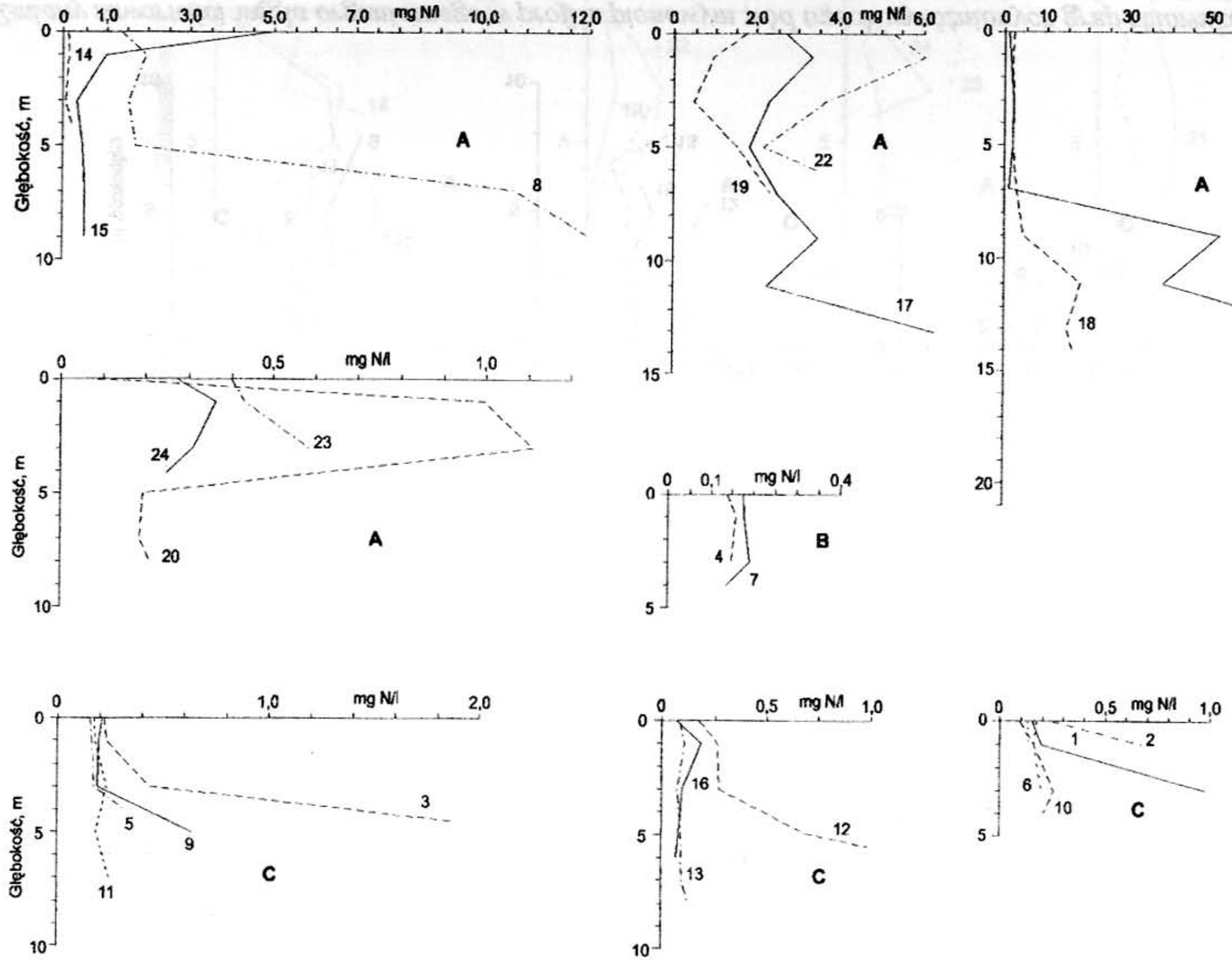
Produkcyjność badanych zbiorników określono na podstawie pomiarów produkcji pierwotnej, chlorofilu-a i przeźroczystości wody, przeprowadzonych podczas stagnacji letniej, w latach 1993/94.
Wyniki pomiarów produkcji pierwotnej i zawartości chlorofilu-a w profilu pionowym w czerwcu 1994 r. przedstawiono na rys. 9 i 10. Jak widać warstwa trofogeniczna sięgała głębokości ok. 10 m (zb. nr 15), naogół nie przekraczała głębokości 7 m.



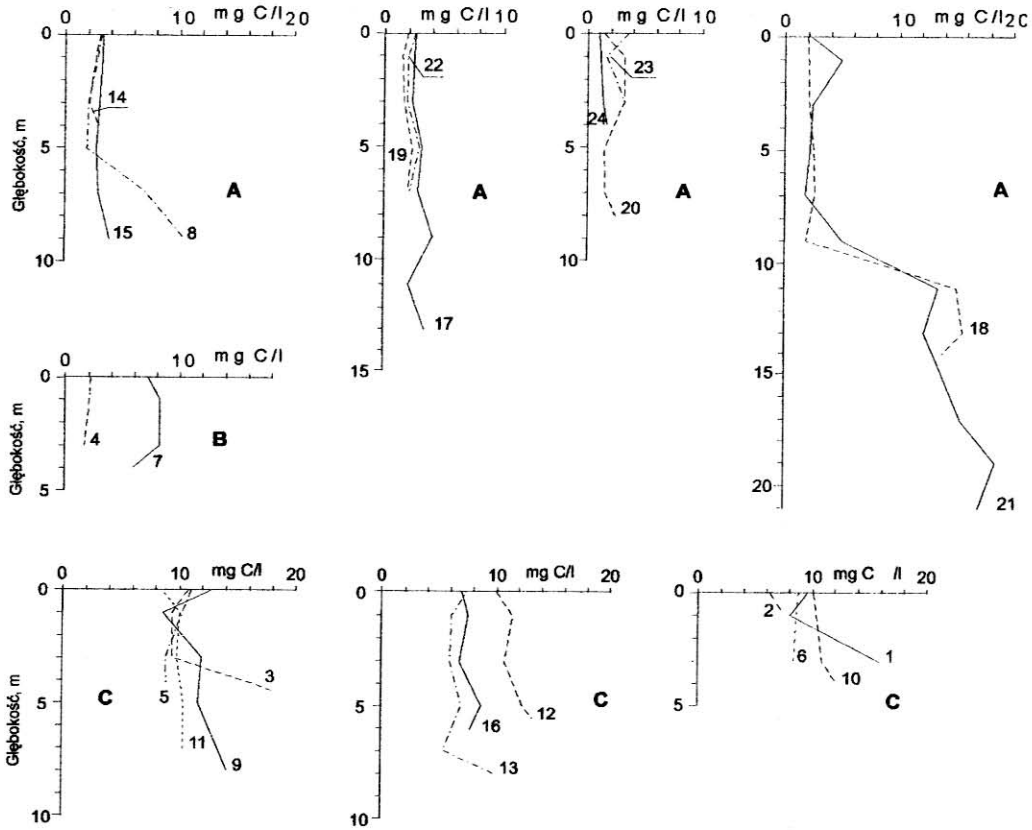
Rys. 4 *Zmiany zawartości tlenu rozpuszczonego w profilu pionowym wód trzech wyróżnionych grup zbiorników: A - acidotroficzne, B – przejściowe, C – „obojętne", sierpień 1993 r.*



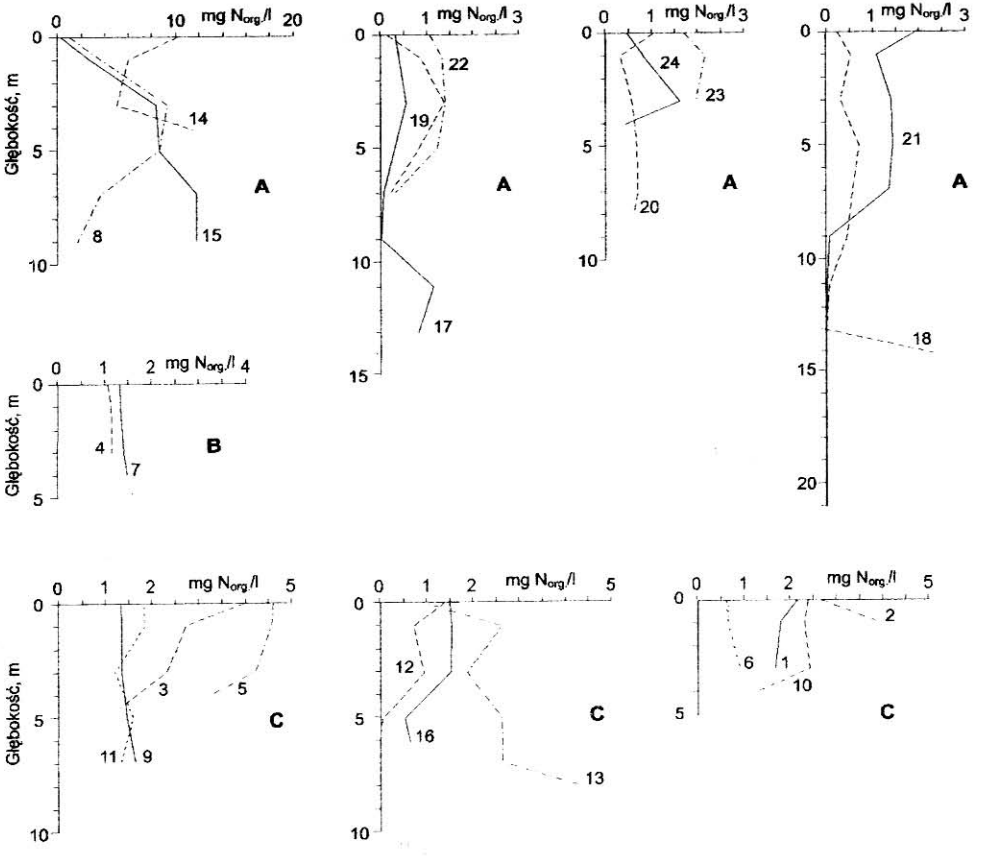
Rys. 5 *Zmiany zawartości fosforanów w profilu pionowym wód trzech wyróżnionych grup zbiorników: A - acidotroficzne, B – przejściowe, C – „obojętne", sierpień 1993 r.*



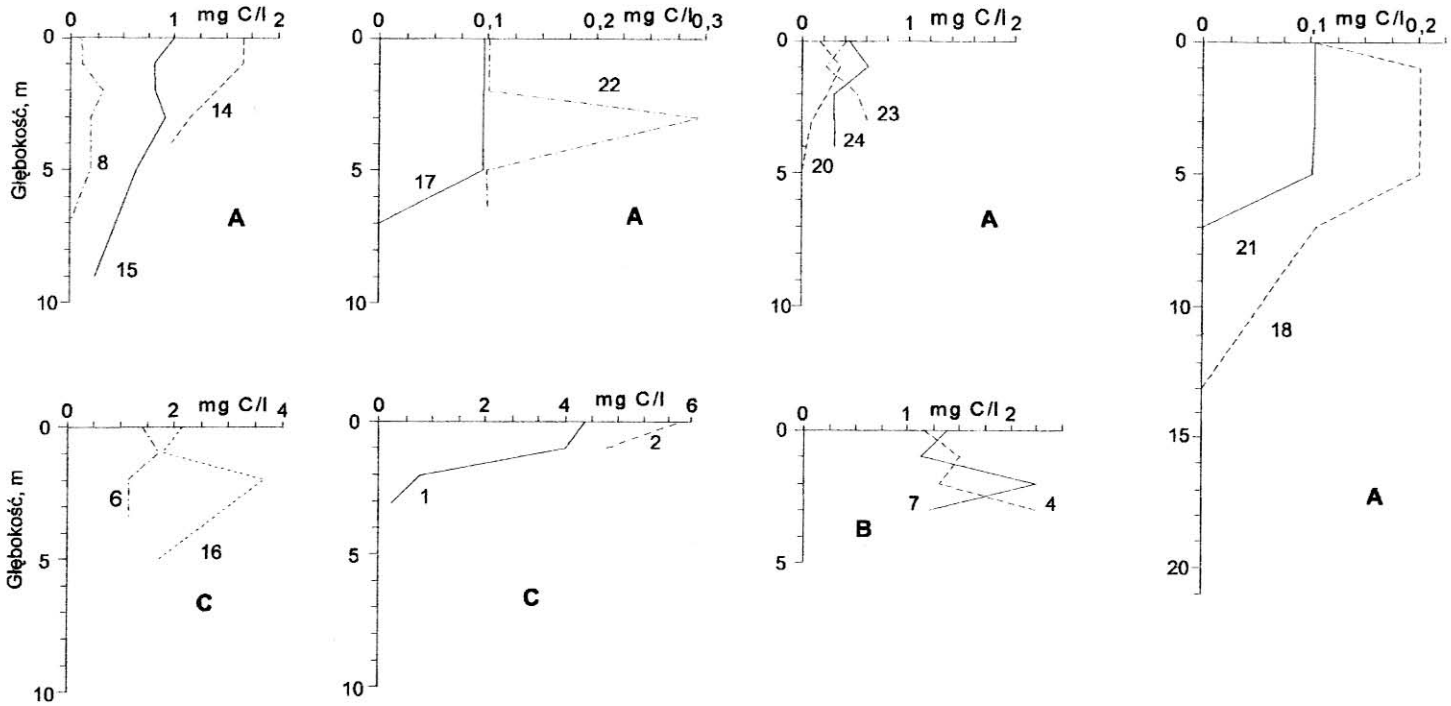
Rys. 6 *Zmiany zawartości azotu mineralnego (amonowy + azotanowy) w profilu pionowym wód trzech wyróżnionych grup zbiorników: A - acidotroficzne, B – przejściowe, C – „obojętne", sierpień 1993 r.*



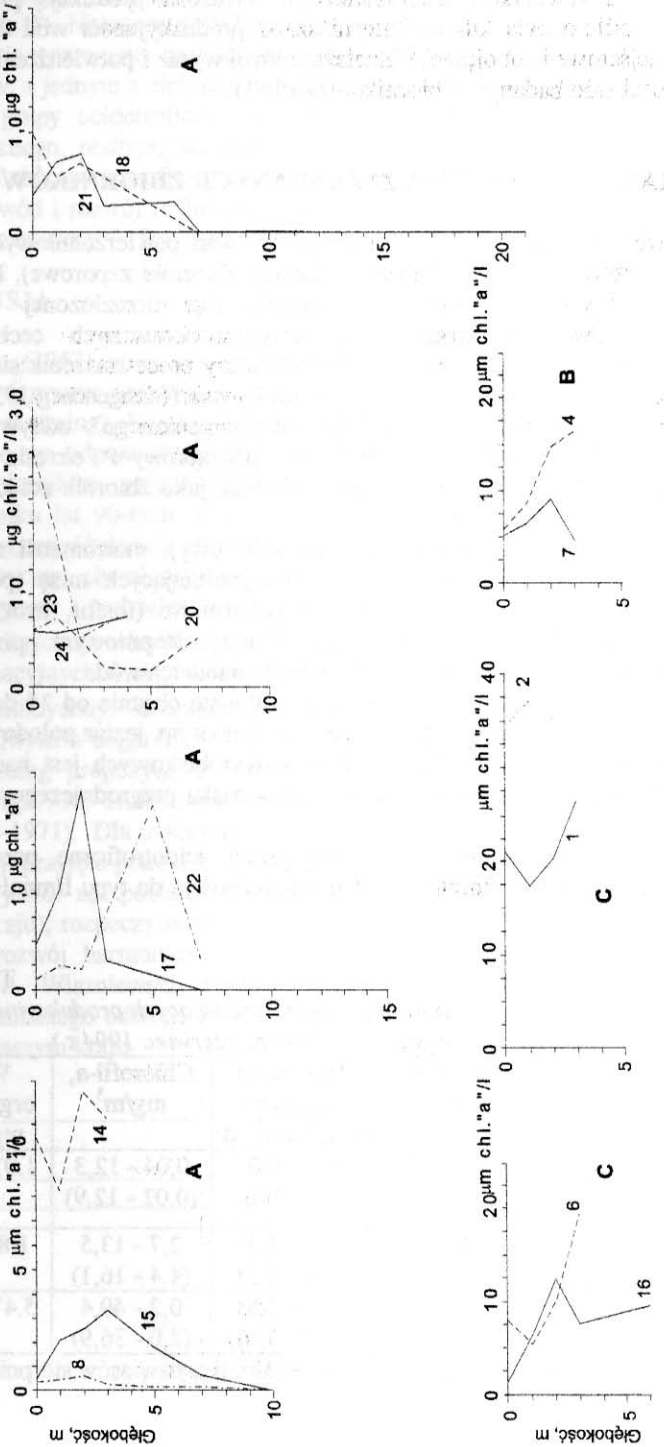
Rys. 7 *Zmiany zawartości węgla organicznego w profilu pionowym wód trzech wyróżnionych grup zbiorników: A - acidotroficzne, B – przejściowe, C – „obojętne", sierpień 1993 r.*



Rys. 8 *Zmiany zawartości azotu organicznego w profilu pionowym wód trzech wyróżnionych grup zbiorników: A - acidotroficzne, B – przejściowe, C – „obojętne", sierpień 1993 r.*



Rys. 9 *Zmiany produkcji pierwotnej w profilu pionowym wód trzech wyróżnionych grup zbiorników: A - acidotroficzne, B – przejściowe, C – „obojętne", sierpień 1993 r.*



Rys. 10 *Zmiany zawartości chlorofilu-a w profilu pionowym wód trzech wyróżnionych grup zbiorników: A - acidotroficzne, B – przejściowe, C – „obojętne", sierpień 1993 r.*

Produkcyjność wód zbiorników acidotroficznych wyrażona produkcją pierwotną i zawartością chlorofilu-a była kilkakrotnie niższa od produkcyjności wód zbiorników pozostałych (przejściowe i „obojętne"). Znalazło to swój wyraz i potwierdzenie również w przeźroczystości wód badanych zbiorników (tabela 1).

4. KLASYFIKACJA LIMNOLOGICZNA BADANYCH ZBIORNIKÓW

Z pojęciem eutrofizacji wiąże się wzrost zasobności wód powierzchniowych w sole pokarmowe, zwłaszcza wód stojących (stawy, jeziora, zbiorniki zaporowe). Proces ten prowadzi do przeżyźnienia wód, nagromadzania się nierozłożonej substancji organicznej, stopniowego pogarszania się fizyczno-chemicznych cech wód i niekorzystnych zmian biocenotycznych. Jest to naturalny proces starzenia się każdego jeziora, kończący się jego zanikiem i powstaniem torfowiska (Stangenberg 1936).
Powstanie i rozwój zbiorników „pojezierza antropogenicznego" odbywał się w szczególnych warunkach. Każdy z nich w początkowym okresie rozwoju ontogenicznego przechodził etap zakwaszenia, rodził się jako zbiornik acidotroficzny, którego odczyn wynosił około 3,0 pH.
W zależności od genezy (typ wyrobiskowy, zapadliskowy), morfometrii misy i jej głębokości, otoczenia (lasy, hałdy), rodzaju wód wypełniających misę (podziemne, powierzchniowe), zasobności tych wód w sole pokarmowe (fosfor, azot), wapń i magnez oraz dostępności pirytu, zbiorniki ulegały stopniowym przemianom chemicznym i biologicznym, prowadzącym do zobojętniania ich wód.
Wiek zbiorników „pojezierza antropogenicznego" waha się obecnie od 24 do powyżej 100 lat. Jest to okres bardzo krótki w porównaniu do wieku np. jezior polodowcowych. Przyczyną przyśpieszonego rozwoju zbiorników powyrobiskowych jest naogół mała powierzchnia i głębokość oraz zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego wywołane rozwojem cywilizacji.
Dokonany podział badanych zbiorników na trzy grupy: acidotroficzne, przejściowe i „obojętne" pozostaje w pełnej korelacji z ich przynależnością do typu limnologicznego (tabela 1).

TABELA 1

Zakresy zmian wskaźników fizyczno-chemicznych określających produkcyjność wód badanych zbiorników (sierpień - 1993 r., czerwiec 1994 r.)

Typ limnologiczny	Zbiorniki (grupa)	Przeźroczystość, m	Produkcja pierwotna, $mgC/dm^3 \cdot d$	Chlorofil-a, mg/m^3	Węgiel organiczny, mgC/dm^3
Oligotroficzny	Acidotroficzne (A)	3,0 – 6,7	0,1 - 0,7 (0,1-1,6)	0,04 - 12,3 (0,02 - 12,9)	1,07 - 18,18
Eutroficzny	Przejściowe (B)	1,2 – 1,4	0,1 - 1,3 (1,2 - 2,3)	2,7 - 13,5 (4,4 - 16,1)	1,85 - 8,33
	„Obojętne" (C)	0,6 – 2,1	0,1 - 4,8 (0,2 - 5,6)	0,2 - 49,4 (2,0 - 36,9)	5,47 - 18,36

( ) liczby w nawiasach dotyczą badań z czerwca 1994 r., bez nawiasów sierpnia 1993 r.

Na temat procesu eutrofizacji jezior, ich klasyfikacji wypowiadało się wielu badaczy (patrz rozdz. 5). Naumann (1932) ustalił dwa typy jezior: eutroficzne i oligotroficzne. Opierając się o parametry hydrochemiczne wyróżnił on w grupie jezior oligotroficznych 6 podtypów, a jednym z nich są jeziora acidotroficzne.
Zbiorniki grupy acidotroficznej zakwalifikowano za Naumannem (1932) do typu oligotroficznego, podtypu acidotroficznego, natomiast zbiorniki grupy przejściowej i „obojętnej" do typu eutroficznego. Ze względu na małą głębokość, fizyczno-chemiczne cechy ich wód i rozwój roślinności wyższej, zbiorniki grupy „obojętnej" zaliczono do podtypu „stawowego" (Stangenberg 1936).

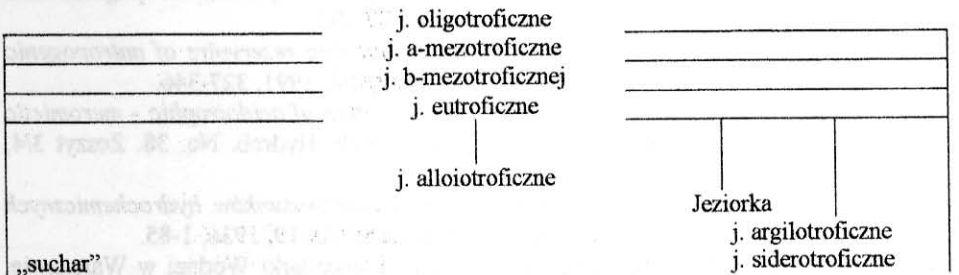
5. DYSKUSJA

Hutchinson (1957) analizując pochodzenie jezior, jako podstawę ich klasyfikacji przyjął trzy procesy (czynniki): budowę (building), drążenie (excavation) i tworzenie przegród (damming). Wyróżnione przez autora 11 grup i 76 typów jezior należałoby poszerzyć o typ, odpowiadający genezie zbiorników „pojezierza antropogenicznego".
Badania zbiorników „pojezierza antropogenicznego" przeprowadzone w latach 80-tych i na początku lat 90-tych, a dotyczące termiki i dynamiki wód w cyklu rocznym, wykazały obecność dwóch ich typów:
- meromiktyczny, charakteryzujący się obecnością monimolimnionu (zb. nr nr 18, 21),
- holomiktyczny z podziałem na dwa podtypy:

a) Dimiktyczny, charakteryzuje go obecność dwóch okresów cyrkulacyjnych i stagnacyjnych w ciągu roku (zb. nr nr 1, 3-17, 19);

b) polimiktyczny, charakteryzuje go wielokrotne mieszanie wód w profilu pionowym w ciągu roku (zb. nr nr 2, 20, 22, 23, 24).

Istnieje szereg propozycji podziału jezior na typy limnologiczne (Naumann-1932, Stangenberg-1936, Hutchinson-1969, Wiszniewski-1953, Elster-1958, Thomas-1969, Olszewski-1971). Dla zbiorników „pojezierza antropogenicznego" za podstawę ich klasyfikacji przyjęto podział proponowany przez Naumanna (1932).
Ewolucja jezior np. pochodzenia polodowcowego (zdecydowana większość jezior w naszym kraju), rozpoczyna się od oligotrofii i poprzez a - i b - mezotrofię zmierza do eutrofii (rozwój harmoniczny). Poszerzony i bardziej szczegółowy rozwój jezior przedstawił Wiszniewski (1953) (rys. 11). Ewolucja zbiorników „pojezierza antropogenicznego odbiega od przedstawionego wyżej klasycznego schematu rozwoju jezior w naszym kraju.



Rys. 11 *Rozwój jezior według Wiszniewskiego*

6. LITERATURA

[1]1 ELSTER H. J.: *Das limnologische Seentypenlehre.* Rückblick und Ausblick. Verein. Internat. Verh. Limnol., 13., 1958, 101-120.

[2] HERMANOWICZ W., Dołżańska W., Dojlido J., Koziorowski B: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków.* Warszawa, Arkady, 1976.

[3] HOOPER F. F.: *Eutrophication indices and their relation to other indices of ecosystem change.* Eutrophication, Proceedings of a Symposium, National Academy of Sciences, Washington, D. C. 1969, 225-235.

[4] HUTCHINSON G. E.: *A treatise on limnology.* Vol. 1. New York, John Wiley and Sons, I nc. , London, Chapman and Hall, Ltd, 1957, 1-1015 p.

[5] HUTCHINSON G. E.: *Eutrophication, past and present.* Eutrophication. Proceedings of a Symposium, National Academy of Sciences, Washington, D. C. , 1969, 17-26.

[6] JĘDRCZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim.* Wyd. WSI. Zielona Góra 1992.

[7] JILEK B., Jędrczak A.: *Chemical composition of waters of 24 brown coal mining reserviors in the district Łęknica - Trzebiel.* IV Kolokwium „Monitoring antropogenicznych krajobrazów w środkowej i wschodniej Europie". Wyd. Biblioteki Monitoringu Środowiska, Warszawa 1995, ss. 259-281.

[8] KOZACKI L., i in.: *Inwentaryzacja szkód górniczych po eksploatacji węgla brunatnego na terenie województwa zielonogórskiego,* Poznań AM (maszynopis), 1978.

[9] MATEJCZUK W.: *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksptoatacyjnych węgla brunatnego.* Rozprawa doktorska. PWr., Wrocław, 1986.

[10] MENDALUK J., Wróbel I.: *Sztuczne pojezierze w rejonie Łęknicy.* Aura 3, 1977, 10-12.

[11] NAUMANN E.: *Grundzüge der regionalen Limnologie.* Binnengewässer XI. Schweizerbarth., Stuttgart, 1932.

[12] OLSZEWSKI P.: *Trofia i saprobia.* Zesz. Nauk WSR. Olsztyn, seria C. Sup. 1. 3, 1971, 1-14.

[13] SOLSKI A., Jędrczak A., Matejczuk W.: *Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego"* w rejonie Tuplice-Łęknica. Zesz. Nauk. WSI. Zielona Góra, nr. 84. Inż. Środ. Nr 4, 1988, 65-92.

[14] SOLSKI A., Jędrczak A.: *Ionic composition of waters of the „antropogenic lake district".* Pol. Arch. Hydrob. No. 37/3, 1990, 371-382.

[15] SOLSKI A., Jędrczak A.: *Meromixis in acidotrophic reservoirs of antropogenic lake district.* Pol. Arch. Hydrob. , No. 38. Zeszyt 3/4, 1991, 327-346.

[16] SOLSKI A., Jędrczak A. b: *Forms of iron in waters of acidotrophic - meromictic reservoirs of antropogenic lake district.* Pol. Arch. Hydrob. No. 38. Zeszyt 3/4, 1991, 315-326.

[17] STANGENBERG M.: *Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych pojezierza suwalskiego.* Inst. Bad. Leśn. Prace Ser. A., 19, 1936, 1-85.

[18] STYCZYŃSKI W.: Mat. Inst. Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie, 1970.

[19] THOMAS E. A.: *The process of eutrophication in central european lakes.* Proceedings of Symposium National Academy of Sciences. Washington, D.C., 1969, 29-49.

[20] WISZNIEWSKI J.: *Uwagi w sprawie typologii jezior polskich.* Pol. Arch. Hydrobiol.., I (XIV), 1953, 11-23.

[21] VINBERG G.,: Pervicnaja produkcija vodojemov. Mińsk. Izd. Akad. Nauk BSSR, 1960.

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116
NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Zofia SADECKA*

ZASTOSOWANIE ELEKTROKOAGULACJI DO OCZYSZCZANIA WÓD Z KOPALNI PIASKU SZKLARSKIEGO

Streszczenie

Zastosowanie do koagulacji zawiesiny kaolinitowej hydrolizujących soli żelaza i glinu jest możliwe, jednak ze względu na złożoność procesu: kontrolę dawki, która jest różna w zależności od stężenia zanieczyszczeń w oczyszczanej wodzie, kontrolę odczynu i jego korektę (procesową i końcową), kontrolę zawartości żelaza lub glinu, proces jest trudny do sterowania w skali technicznej. Wybór metody powinien uwzględniać odzysk surowca kopalnianego o możliwie najmniej zmienionym składzie chemicznym.

W pracy przedstawiono wyniki badań laboratoryjnych nad zastosowaniem sedymentacji i sedymentacji wspomaganej elektrokoagulacją do usuwania zawiesiny kaolinitowej z wód kopalnianych odprowadzanych z kopalni piasków szklarskich.

1. WPROWADZENIE

1.1 Podstawy procesu elektrokoagulacji

W procesie elektrokoagulacji wykorzystuje się znane zjawiska, które zachodzą w układzie elektrod po podłączeniu ich do źródła prądu stałego. Następuje wówczas roztwarzanie elektrod, czyli przechodzenie jonów metalu do roztworu, powodujących destabilizację usuwanych koloidów.

Rodzaj jonów metali zależy od zastosowanej elektrody:

stosując elektrody glinowe, do roztworu przechodzą jony glinu:

$$Al^0 \longrightarrow Al^{3+}$$

natomiast przy użyciu elektrod żelazowych jony żelaza:

$Fe^0 \longrightarrow Fe^{2+}$,które w warunkach tlenowych utleniają się do Fe^{3+}.

W wyniku elektrolizy wody na anodzie wydziela się tlen wg. reakcji:

---

* dr inż. Zofia Sadecka - Zakład Technologii Wody Ścieków i Odpadów, Politechnika Zielonogórska

$$4\,OH^- \longrightarrow O_2 + 2H_2O + 4e$$

a na katodzie następuje wydzielenie wodoru:

$$H_3O^+ + e \longrightarrow H_2O + \frac{1}{2} H_2$$

W przestrzeni między elektrodowej następują reakcje jonów glinu bądź żelaza z grupami wodorotlenowymi i powstanie hydroksykompleksów tych metali, które reagują z odmiennie naładowanymi cząsteczkami zawiesin i koloidów, co w konsekwencji powoduje ich koagulację i sedymentację lub flotację .

H. Lűssen [1] podaje ogólne warunki, które muszą być spełnione, aby proces elektrokoagulacji zachodził najefektywniej.

Czynnikami tymi są:

- możliwie najmniejsza odległość między elektrodami,
- duże przewodnictwo elektrolitu,
- duża powierzchnia elektrod,
- odpowiednia duża gęstość prądu.

Metoda elektrokoagulacji mimo wady, którą jest duże zużycie energii elektrycznej, ma tą wyższość nad metodami konwencjonalnej koagulacji, że poza jonami metali niezbędnymi do koagulacji, nie wprowadza do oczyszczanego medium żadnych związków chemicznych i w dużym stopniu obniża ładunek zanieczyszczeń. W przypadkach, gdy zastosowanie koagulacji chemicznej nie daje pożądanych efektów lub gdy zależy nam na odzysku usuwanych zanieczyszczeń o najmniej zmienionym składzie chemicznym, zastosowanie elektrokoagulacji będzie uzasadnione.

1.2 Charakterystyka wód kopalnianych z kopalni piasków szklarskich

Wody odpompowywane w sposób ciągły z kopalni piasków szklarskich charakteryzują się dużą zmiennością składu ilościowego zawiesiny. Najgrubsze frakcje zawiesiny (materiał kopalniany wymywany przez wodę gruntową) zatrzymywane są w rząpiu kopalni, a w najbardziej niesprzyjających warunkach atmosferycznych i eksploatacyjnych wyrobiska, odpływ charakteryzuje się stężeniem zawiesiny 100 – 400 mg/dm^3 i jest to najdrobniejsza frakcja kaolinitu. Woda charakteryzuje się odczynem ~6,2 pH, zasadowością ogólną bardzo niską rzędu 0,1 mval/dm^3 i twardością ogólną bliską 0 mval/ dm^3 [3].

W okresie bezdeszczowym i przy braku kruszenia skał odstrzałami, jakość odprowadzonej wody kopalnianej nie budzi zastrzeżeń i odpowiada warunkom umożliwiającym odprowadzenie jej do płynących wód powierzchniowych.

W okresie pogody deszczowej i w czasie kruszenia skał, odpompowywana woda zawiera zawiesinę w ilości >> 50 mg/dm^3.

1.3 Charakterystyka surowca kopalnianego

Do minerałów podgrupy kaolinitu zalicza się dioktaedryczne krzemiany warstwowe: kaolinit, diekit, nakryt oraz haloizyt będące odmianami polimorficznymi substancji $Al_4(Si_4O_{10})(OH)_8$. Teoretyczny skład chemiczny w przeliczeniu na tlenki przedstawia się następująco: SiO_2 – 46,54%, Al_2O_3 – 39,5%, H_2O – 13,9%. Kryształy kaolinitu charakteryzują się spoistością, a jony tworzące strukturę kaolinitu i jego polimorfów

czy politypów są ułożone w przestrzeni w postaci równoległych płaszczyzn wg. kolejności: 6 O – 4 Si – 4O + 2 (OH) – 4 Al – 6 (OH).
Istnienie silnych wiązań między pakietami sprawia, że utrudniony jest dostęp wody do głębszych warstw a zwilżana jest tylko powierzchnia kryształu. Granity kaolinitowe są zaliczane do mało hydrofilowych, co przejawia się na ogół niską wilgotnością, stałym pęcznieniem i mała ściśliwością [4].
Wszystkie odmiany kaolinitu (trójskośny kaolinit T, jednoskośny kaolinit M, i drobnoziarnista forma kaolinitu) mają barwę białą z niewielką zawartością żelaza, która powoduje powstawanie odcieni: zielonego i czerwonego.
Kaolinit jest podstawowym surowcem przemysłu ceramiki szlachetnej (porcelana, porcelit), materiałów ogniotrwałych, a również przemysłu gumowego i papierniczego.

1.4 Podatność zawiesiny kaolinitowej na koagulację konwencjonalną oraz sedymentację

Badania sprawdzające efektywność koagulacji objętościowej w usuwaniu zawiesiny kaolinitowej przeprowadzono zgodnie z obowiązującą w Polsce metodyką badań [3].
W badaniach zastosowano:

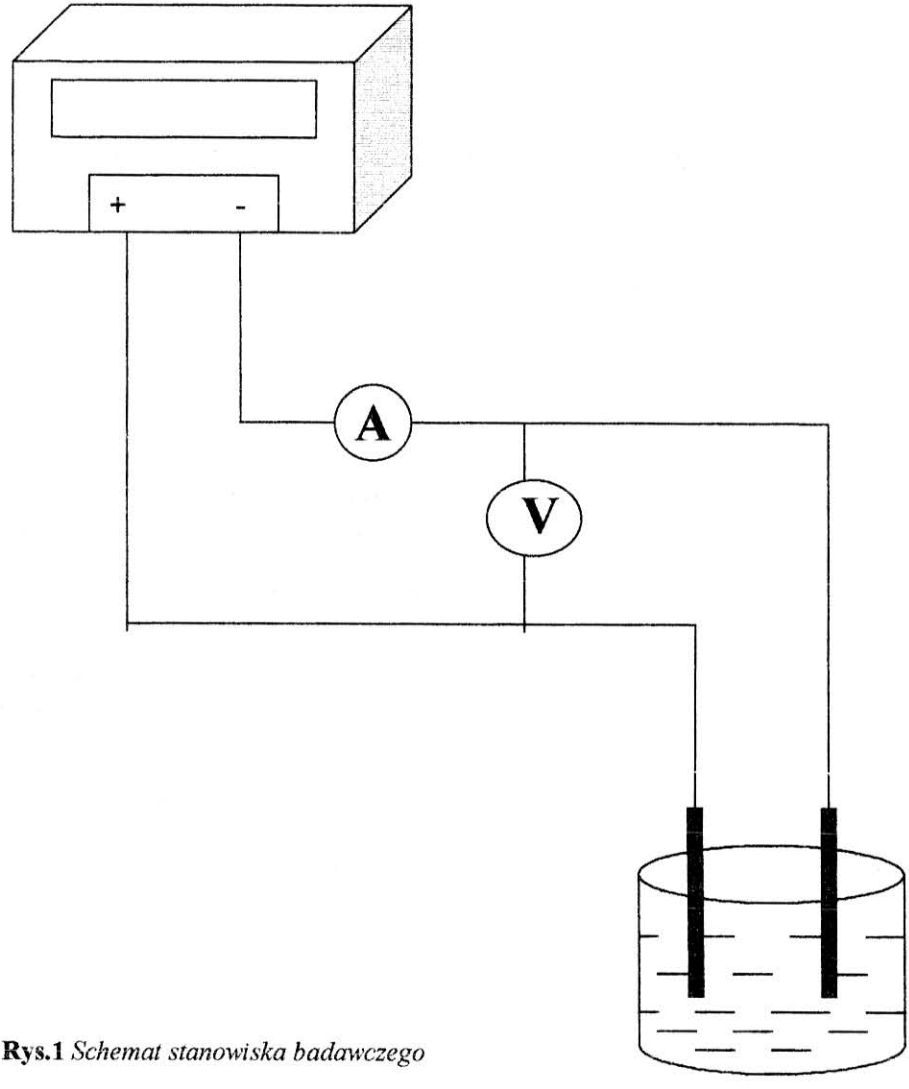
$Al_2(SO_4)_3$ w dawkach 20 ÷ 160 mg/dm^3
$FeCl_3$ w dawkach 10 ÷ 160 mg/dm^3
Fe_2SO_4 w dawkach 10 ÷80 mg/ dm^3.

Zastosowanie siarczanu glinu nie spowodowało flokulacji zawiesin, mętność prób utrzymywała się na poziomie próby wyjściowej.
Zastosowanie $FeCl_3$, powodowało we wszystkich próbach zmniejszenie odczynu do pH < 3. Korekta odczynu do pH = 6,8 ÷ 7,2 spowodowała pojawienie się kłaczkowatej, dobrze sedymentującej zawiesiny.
Koagulacja z zastosowaniem $FeSO_4$ w dawce 30 mg/ dm^3 przy odczynie
pH = 5,zapewniła najlepszy efekt usunięcia zawiesiny do 30 mg/dm^3.
Zastosowanie koagulantów żelazowych powoduje jednak powstanie wtórnego problemu – usuwania żelaza z wody.
Proces koagulacji zawiesiny kaolinitowej jest możliwy i przynosi efekty lecz jest równocześnie trudny do sterowania w skali technicznej przy dużej zmienności stężenia zawiesin w oczyszczanej wodzie.
Ze względu na konieczność usuwania najdrobniejszych frakcji kaolinitu proces koagulacji konwencjonalnej ze swoją złożonością technologiczną nie jest polecany do oczyszczania wód odprowadzanych z kopalni piasków szklarskich.
Odzysk surowca z wód kopalnianych możliwy jest przez zastosowanie sedymentacji. Badania wykazały [3], że dopiero 12 godzinna sedymentacja w warunkach laboratoryjnych obniża stężenie zawiesiny kaolinitowej do 50 mg/dm^3.
Przytoczone wyniki badań wskazują, że należy poszukiwać innych metod pozwalających usunąć koloidowe frakcje kaolinitu z wód kopalnianych i jednocześnie skrócić czas sedymentacji zawiesin.

2. BADANIA LABORATORYJNE NAD ZASTOSOWANIEM ELEKTROKOAGULACJI DO USUWANIA ZAWIESINY KAOLINITOWEJ

2.1 Materiał i metody

Badania laboratoryjne prowadzono dla roztworów modelowych, przygotowanych na bazie wody destylowanej zawierającej 100 i 200 mg/dm^3 surowca kopalnianego (frakcja najdrobniejsza).
Stanowisko badawcze (rys 1) składało się ze stabilizatora napięcia z możliwością płynnej regulacji napięcia od 1 ÷ 100 V, miernika napięcia i miernika natężenia prądu.

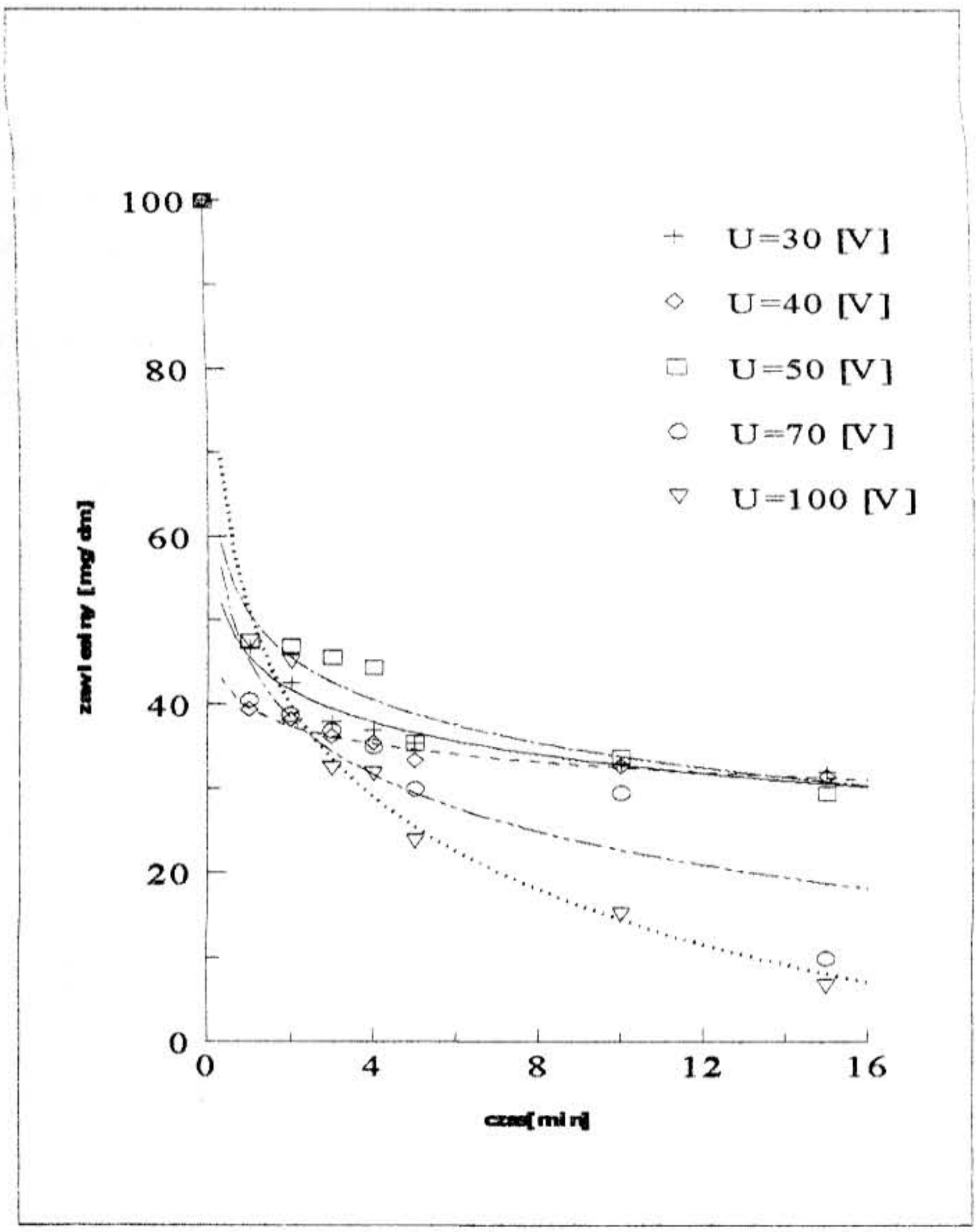


Rys.1 *Schemat stanowiska badawczego*

Główną częścią były elektrody zintegrowane w całość i oddzielone między sobą dielektrykiem. Obwód prądowy elektrod zasilany był prądem stałym otrzymywanym z prądu zmiennego poprzez autotransformator i prostownik.
Zawiesinę kaolinitową wlewano do szklanego naczynia z umieszczonymi elektrodami i poddawano działaniu prądu stałego o napięciu od 30 ÷ 100 V w określonym czasie. Po odłączeniu zasilania próbę poddawano 0,5 godzinnej sedymentacji, po której w wodzie nadosadowej oznaczono zawartość zawiesin.

2.2 Wyniki badań dla stężenia początkowego zawiesiny kaolinitowej 100 mg/dm^3

Wyniki badań laboratoryjnych określające wpływ działania prądu o napięciu od 30 ÷ 100 V na efekt usunięcia zawiesiny w zależności od czasu elektrokoagulacji, zestawiono na zbiorczym wykresie na rys. 2.

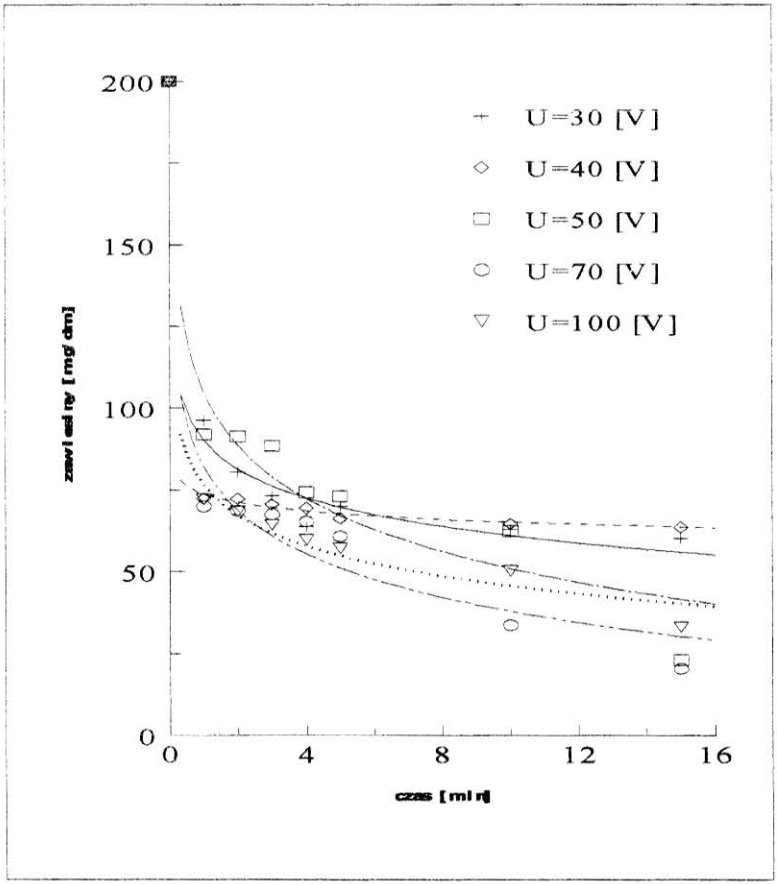


Rys. 2 *Usuwanie zawiesiny kaolinitowej pod wpływem prądu o U = 30 ÷ 100 V (stężenie początkowee 100 mg/dm^3)*

Badania wykazały , że zastosowanie elektrokoagulacji do usuwania zawiesiny kaolinitowej jest możliwe. Zastosowane napięcia od 30 ÷ 100 V powodują już przy czasie przepływu prądu 1 min obniżenie stężenia zawiesiny < 50 mg/dm^3.
Najskuteczniejszym dla elektrokoagulacji okazał się prąd o U = 100V, który w zależności od czasu, spowodował usuwanie zawiesin od 76,2 ÷ 96,7%. Czas przepływu prądu 15 min o U = 100V spowodował usunięcie zawiesiny ze 100 mg/dm^3 do 6,6 mg/dm^3.

2.3 Wyniki badań dla stężenia początkowego zawiesiny kaolinitowej 200 mg/dm^3

Drugą serią badań objęto próby o początkowym stężeniu zawiesiny 200 mg/dm^3. Zakres stosowanych napięć wynosił od 30 ÷ 100 V a czas elektrokoagulacji od 1 ÷ 15 min. Zbiorcze zestawienie wyników badań obrazują zależności przedstawione na rys. 3.



Rys. 3 *Usuwanie zawiesiny kaolinitowej pod wpływem prądu o U =30 ÷100V (stężenie początkowe 200 mg/dm^3)*

Wyniki badań wykazały istotny wpływ czasu emisji prądu na uzyskiwane efekty usuwania zawiesiny kaolinitowej. Dla stężenia 200 mg/dm^3 uzyskano spadek zawartości zawiesiny < 50 mg/dm^3 dla napięć prądu 50, 70 i 100 V. Napięcia 30 i 40 V nawet przy najdłuższym czasie przepływu prądu zastosowanym w badaniach (15min) nie powodowały zadawalającego zmniejszenia zawartości zawiesin.
Najlepsze efekty uzyskano przy napięciu U = 70 V i t =15 min; zawartość zawiesin spadła do 20,4 mg/dm^3. Czas przepływu prądu t = 10 min spowodował zmniejszenie stężenia zawiesin do 33,8 mg/dm^3. Wyższe napięcie przepływającego przez układ elektrod prądu (100 V); nie spowodowało znaczącego wzrostu efektu usuwania zawiesin w porównaniu z napięciem U =70 V.

3. DYSKUSJA

Przeprowadzone badania wykazały, że skuteczność usuwania zawiesin była funkcją:
- stężenia początkowego zawiesiny
- napięcia prądu
- oraz czasu elektrokoagulacji.

Dla stężenia początkowego zawiesin 100 mg/dm^3 już jednominutowy przepływ prądu o napięciu od 30 ÷ 100 V pozwala na zmniejszenie zawartości zawiesin do wartości < 50 mg/dm^3.
Dla początkowego stężenia zawiesin 200 mg/dm^3, niskie napięcia prądu: 30 i 40 V mimo czasu trwania elektrokoagulacji 15 min, nie zapewniły wymaganego stopnia usuwania zawiesin. Dopiero U = 50 V w t = 15 min spowodowało usunięcie zawiesin do 23 mg/dm^3. Zastosowanie U = 70 V i czasu 10 min. zapewniło końcowe stężenie zawiesin 33 mg/dm^3. Podobne efekty uzyskano dla prądu o U = 100 V i t =15 min.
Wyniki badań dowodzą, że istnieje możliwość skutecznej eliminacji zawiesiny kaolinitowej z wód kopalnianych przez zastosowanie elektrokagulacji i 0,5 h. sedymentacji.
Głównym powodem braku efektów usuwania zawiesin w procesie koagulacji solami hydrolizującymi był skład chemiczny oczyszczanej wody; zas M = 0, co uniemożliwiło hydrolizę stosowanych koagulantów [5].
Przepływ prądu między elektrodami powoduje destabilizację i flokulację zawiesin, a 0,5 h. sedymentacjia zapewnia wysokoefektywne opadanie dużych kłaczków o silnie rozwiniętej powierzchni.
W porównaniu z koagulacją konwencjonalną zastosowanie elektrokoagulacji do usuwania zawiesiny kaolinitowej jest efektywniejsze. Wiąże się również z mniejszą uciążliwością technologiczną, łatwiejszym sterowaniem, niższymi kosztami, a niewątpliwą zaletą jest odzysk surowca, w którym „ obcym" komponentem w badanym wypadku był glin.

4. WNIOSKI KOŃCOWE

- usuwanie zawiesiny kaolinitowej w koagulacji hydrolizującymi solami żelaza i glinu bez dodatkowej korekty składu chemicznego oczyszczanej wody kopalnianej było praktycznie nieskuteczne.

- przeprowadzone badania sedymentacji wykazały, że czas potrzebny do usunięcia najdrobniejszych frakcji kaolinitu w warunkach laboratoryjnych przekraczał 12 h.
- elektrokoagulacja już po krótkim czasie działania prądu zapewnia wysokie efekty eliminacji zawiesin kaolonitu, które po destabilizacji i flokulacji tworzyły duże dobrze sedymentujące kłaczki.
- zastosowanie elektrokoagulacji skróciło wymagany czas sedymentacji zawiesin z 12 do 0,5 h.
- wraz ze wzrostem początkowego stężenia zawiesin zwiększało się wymagane napięcie prądu elektrycznego oraz czas elektrokoagulacji.
- optymalne parametry technologiczne procesu elektrokoagulacji powinny być wyznaczone doświadczalnie dla oczyszczanego roztworu.

5. LITERATURA

[1] LÜSSEN H.: *Elektrolytische Abwasserreinigund vom Wasser, XXIII,* 1956
[2] DOHNALIK K.: *Wyniki badań nad elektrokoagulacją zawiesin w wodzie,* GWiTS XLV(10)324, 1971
[3] SADECKA Z.: *Badania technologiczne oczyszczania wód kopalnianych piasków szklarskich "Osiecznica" w Osiecznicy,* maszynopis, Zielona Góra, 1997
[4] BOLEWSKI A., Marecki A.: *Mineralogia szczegółowa,* Warszawa, 1993
[5] KOWAL A. L., Świderska Bróż M.: *Oczyszczanie wody,* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa,1996

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116

NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Adam MAŁECKI*

WSTĘPNE BADANIA WPŁYWU ROLNICTWA NA JAKOŚĆ WÓD POWIERZCHNIOWYCH ZLEWNI OBRZYCY

Streszczenie

Obrzyca stanowi zlewnię wodociągową i główne źródło wody do picia dla Zielonej Góry, co stwarza jednocześnie konieczność ochrony zasobów wodnych tej zlewni przed zanieczyszczeniem i procesami eutrofizacji. W tym celu dokonano inwentaryzacji i opisu stanu rolnictwa na tym obszarze a następnie skoncentrowano się na szczegółowych badaniach różnych ognisk rolniczych źródeł zanieczyszczeń. Zebrane dane określają jakość i ilość biogenów wnoszonych do wód powierzchniowych zlewni Obrzycy w wyniku jej rolniczego użytkowania.

1. WSTĘP

Nieracjonalna produkcja rolnicza często prowadzi do naruszenia równowagi środowiska naturalnego. Zwłaszcza produkcja rolna, dominująca w obszarze zlewni Obrzycy prowadzi do przyspieszenia zmian jego struktury ekologicznej. Straty z tego tytułu w dłuższym okresie czasu są wielokrotnie większe od doraźnych korzyści. Podobne skutki wywołuje konsumpcja. Poziom i struktura konsumpcji ma dwa różne aspekty: wyżywienie ludności oraz odprowadzenie i zagospodarowanie odpadów poprodukcyjnych i pokonsumpcyjnych. Zmiany jakie się dokonują nie pozostają bez znaczenia na jakość środowiska i zdrowie człowieka. Dlatego też wybór zagospodarowania na obszarze zlewni nie może pominąć roli środowiska naturalnego jako czynnika ograniczającego kierunek i tempo dalszego rozwoju. Okazuje się, że w ten sposób można w rolnictwie zwiększać zakres i stopień obiegu zamkniętego, np. dodatkowo chronić środowisko i zmniejszać koszty utylizacji odpadów. Wzrost gospodarczy nie zagrażający środowisku i jakości życia człowieka zależy w poważnym stopniu od stanu infrastruktury technicznej. Zwłaszcza od tej jej części, która służy kształtowaniu i ochronie środowiska. Mają one charakter analogiczny do pozostałych elementów majątku trwałego, tzn. infrastruktury gospodarczej w obrębie zlewni. Trudno sobie wyobrazić dalszy rozwój gospodarczy w drodze uprzemysłowienia bez

* dr Adam Małecki - Zakład Odnowy Środowiska, Politechnika Zielonogórska

równoczesnego instalowania urządzeń odpylających, oczyszczalni ścieków, utylizacji odpadów, regulacji stosunków wodnych, zaopatrzenia w czystą wodę, urządzeń służących utrzymaniu czystości terenów osiedlowych, utrzymaniu klimatu, tłumiących hałas, zapobiegających erozji i stepowieniu, itp. Przyszłością jest idea gospodarki restoratywnej, łącząca ekologię i gospodarkę w jednym zrównoważonym dziele produkcji i dystrybucji, naśladująca i wspierająca procesy przyrody. Gospodarstwo rolne funkcjonować będzie tym lepiej im bardziej będzie przypominać naturalne ekosystemy z cyklicznym, zamkniętym obiegiem materii i energii, pozbawionym skutków w postaci trwałej degradacji środowiska. Wówczas ochrona środowiska przestanie być działalnością społeczną. Przedmiotem niniejszych badań jest rozpoznanie relacji jakie zachodzą w ekosystemie zlewni Obrzycy użytkowanej rolniczo. Rozpoznanie tych relacji w kategoriach jakościowych i ilościowych odzwierciedli wpływ rolnictwa na jakość wód zlewni, będącej źródłem wody do picia dla Zielonej Góry. W Zakładzie Odnowy Środowiska przy Politechnice Zielonogórskiej postawiono tezę, że sposób rolniczego wykorzystania zlewni determinuje jej strukturę krajobrazową, ponieważ ingerencja techniki ma tendencje wzrostową a już na tym poziomie przekroczyła dopuszczalne granice zmian w naturalnym środowisku, co doprowadziło do zachwiania równowagi w ekosystemie zlewni i obecnego stanu jakości jej wód.

2. ZAKRES I METODYKA BADAŃ

W niniejszym opracowaniu posłużono się różnymi materiałami, zbieranymi dla celów tego opracowania publikowanymi do grudnia 1997 roku oraz danymi: akta prawne i opracowania: Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska, Zakładu Wodociągów i Kanalizacji w Zielonej Górze, Politechniki Zielonogórskiej oraz badaniami własnymi autora. Celem podjętych badań było wykrycie przyrodniczych zagrożeń rolniczego użytkowania zlewni. Należy nadmienić, że wcześniej w obrębie zlewni podobnych badań nie prowadzono. Dlatego też posłużono się głównie materiałami statystycznymi spisów rolnych z 1988 i 1996 r. oraz publikacjami z tego zakresu innych autorów. Przeanalizowano strukturę użytków rolnych, produkcję roślinną i zwierzęcą oraz sieć osadniczą. Policzono roczną produkcję ścieków i odpadów rolniczych, ich ładunek BZT_5, a także wartość nawozową. Za podstawę metody badań przyjęto rozpatrywanie zjawisk od ogółu do szczegółu. Analizę stanu zagospodarowania rolniczego oraz czynników, które wpłynęły na jego ukształtowanie dokonano metodą retrospekcji w oparciu o informacje źródłowe. Z metodycznego punktu widzenia, najważniejszą kwestią jest szczegółowe określenie uwarunkowań funkcjonowania ekosystemu zlewni Obrzycy oraz jej struktury wewnętrznej. Wymienione uwarunkowania obejmują: położenie geograficzne, geologię, rzeźbę, klimat oraz ogólnie pojętą działalność rolniczą. Są to zagadnienia, które autor opracował w innych publikacjach a które stanowią podstawę do dalszych badań nad jakością wód zlewni Obrzycy. Ilość ścieków bytowo-gospodarczych obliczono na podstawie norm zużycia wody, natomiast średnie wskaźniki ilości ścieków w produkcji zwierzęcej obliczono metodą średniej ważonej w oparciu o normy zawarte w tablicach pomocniczych do ćwiczeń z ekonomiki i organizacji gospodarstw rolnych. Roczne straty składników pokarmowych oraz pobieranych przez rośliny opracowano na

podstawie publikacji innych autorów.

3. MATERIAŁ BADAWCZY

Zlewnia Obrzycy usytuowana jest w środkowo-zachodniej części Polski, głównie na obszarze województwa Zielonogórskiego i fragmentami w województwie Leszczyńskim gdzie ma swój początek oraz województwo Gorzowskie. Rysunek 1 ilustruje mapę hydrograficzną zlewni Obrzycy.

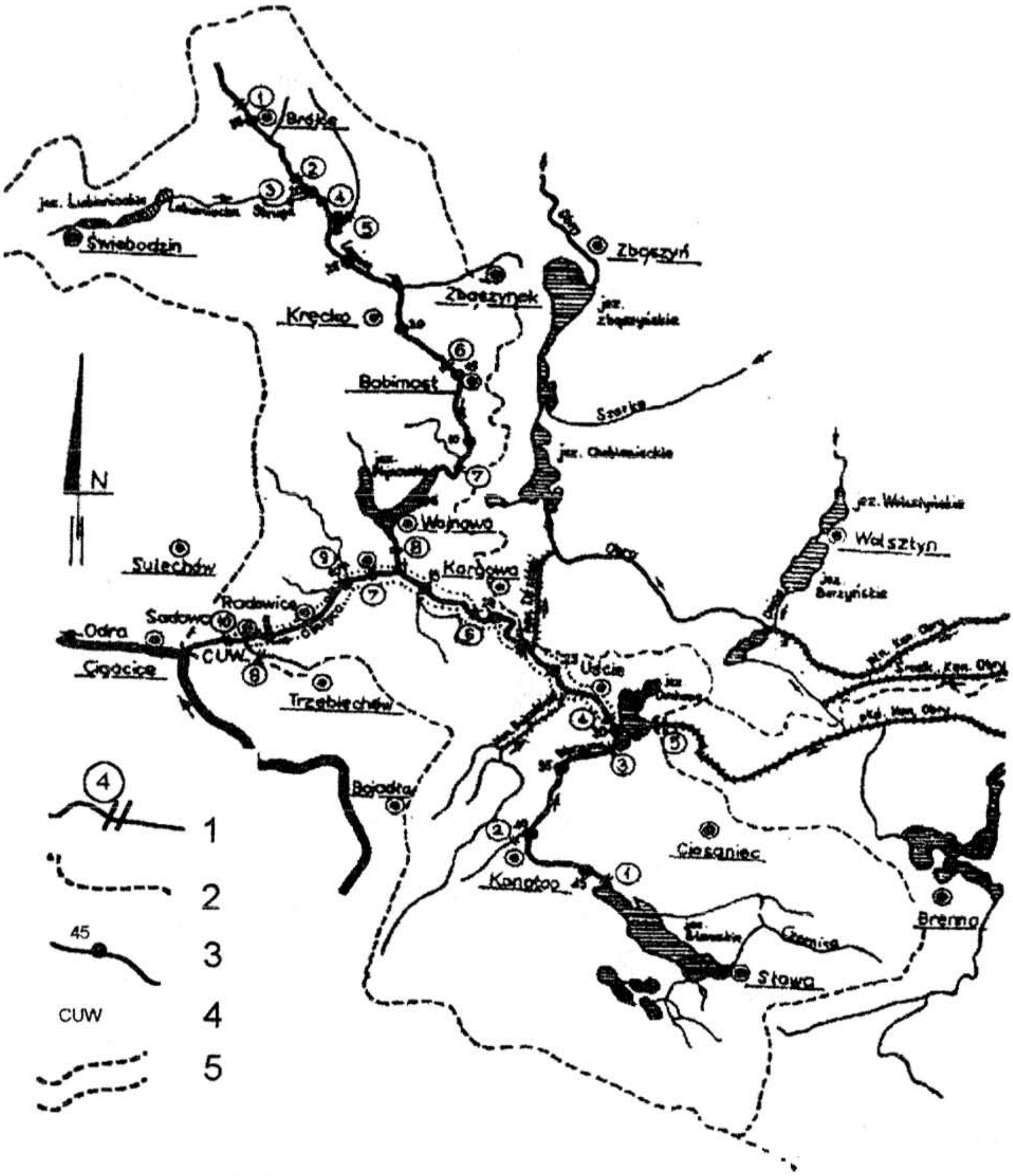
Całkowita powierzchnia zlewni wynosi 1808,4 km^2. Zakres tego opracowania dotyczy części, leżącej na terenie województwa zielonogórskiego o powierzchni około 1100 km^2 co stanowi 11,9% obszaru województwa. System dostarcza średnio 30 tys. m^3 wody uzdatnionej dziennie aczkolwiek średni dzienny przepływ wynosi 4,92 m^3/s i w ok. 70% pokrywa potrzeby bytowe Zielonej Góry [Z. Lewicki, 1997]. Tab. 1 przedstawia warunki naturalne zlewni i zagospodarowanie terenu.

TABELA 1

Warunki naturalne zlewni Obrzycy [Urząd Statystyczny 1997].

GMINA	Powierzchnia ogólna (ha)	Powierzchnia zlewni			Struktura użytkowania %		
		W zlewni (ha)	% całość	% zlewni	UR	Lasy	Pozostałe
Babimost MG	9275	6742	72,9	6,3	48,5	35,1	16,4
Bojadła W	10255	8393	81,8	7,8	41,7	47,1	11,2
Kolsko W	8057	8067	100	7,5	44,6	44,5	10,9
Kargowa MG	12847	9407	72,8	8,8	42,0	48,2	9,8
Nowa Sól MGW	17621	7122	40,4	6,6	36,2	54,7	9,1
Sława MG	32678	23911	73,0	22,4	41,7	48,3	10,0
Sulechów MG	23595	7060	29,8	6,6	49,2	38,6	12,2
Świebodzin W	22736	9905	43,6	9,4	60,5	27,9	11,6
Szczaniec W	11292	11292	100	10,6	67,4	25,9	6,7
Trzebiechów W	8099	7506	92,7	7,0	59,8	25,2	15,0
Wolsztyn MG	24964	4250	17,4	4,0	50,7	36,1	13,2
Zbąszynek MG	9442	3250	37,4	3,0	50,7	38,2	11,1
Razem	**190861**	**106982**	**56,1**	**100**	**49,4**	**39,2**	**11,4**
WOJEWÓDZTWO	896708	-	-	-	39,8	49,2	11,0

Objaśnienia: UR – użytki rolne; W – gmina wiejska; MG – miejsko-wiejska; MGW – miasto wydzielone.



Rys. 1. *Mapa hydrograficzna zlewni rzeki Obrzycy* (wg H. Greinert, E. Drab, J. Mendaluk, 1985). Skala 1:300 000.

Objaśnienia:
1 – przekrój pomiarowo kontrolny; 2 – granica zlewni; 3 – km rzeki; 4 – centralne ujęcie wody; 5 – odcinek rzeki, na którym wystąpiło śnięcie ryb w lipcu/sierpniu 1980r.

Zlewnia Obrzycy położona jest na dorzeczu Odry i stanowi jej prawy dopływ. Obejmuje ona 12 jednostek administracyjnych, w tym: cztery gminy wiejskie, osiem gmin miejsko-wiejskich oraz jedno miasto wydzielone. Powierzchnia ogólna tego obszaru wynosi 190,8 tys. ha z czego 56,1% stanowi zlewnia. Dorzecze Obrzycy jest słabo zurbanizowane i uprzemysłowione. Obrzyca przepływa głównie przez tereny stanowiące trasy akumulacji lodowcowo-wodnej oraz utwory deluwialne. Większość gleb stanowią piaski fluwioglacjalne. W strukturze użytkowania gruntów dominuje rolnictwo stanowiące 49,4% powierzchni i lasy zajmujące obszar 39,2% pow., które występują w zwartych kompleksach w części południowo zachodniej zlewni. Są to przeważnie bory sosnowe, które dominują w gminach: Nowa Sól, Sława, Kargowa, Bojadła i Kolsko. Stąd też duży wpływ wywiera działalność rolnicza na jakość wody w Obrzycy. Strukturę użytkowania terenu oraz waloryzację przestrzeni produkcyjnej ilustruje Tab. 2. Wskaźnik jakości gruntów [wg skali < 0,4; 0,4-0,7; 0,7-1,0; >1,0], wynosi w zlewni średnio 0,55 pkt.

Najsłabsze gleby i złe warunki produkcji rolnej występują w gminie: Wolsztyn, Sława, Kolsko, Nowa Sól i Kargowa (występuje tam najwięcej gleb V i VI klasy). Średnia jakość gleb występuje w gminach: Bojadła, Trzebiechów, Sulechów, Babimost i Świebodzin. Natomiast dobre warunki produkcji rolnej występują w gminach Szczaniec i Zbąszynek.

TABELA 2

Struktura użytkowania terenu oraz waloryzacja przestrzeni produkcyjnej [IUNG, 1994].

GMINA	Powierzchnia zlewni		Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej		Struktura UR (%)			% udział gleb	
	UR [ha]	w tym V i VI kl.	Ogólna	GO	GO	UZ	Sady	Kwaś.	Bardzo kwaś.
Babimost	4500	19,6	0,611	43,7	87,2	12,62	0,2	32,2	21,9
Bojadła	4275	13,3	0,654	47,3	71,2	28,7	0,1	39,7	52,1
Kolsko	3591	36,1	0,503	30,3	66,4	33,3	0,3	34,5	35,3
Kargowa	5395	28,9	0,523	32,0	67,3	31,5	1,2	43,6	23,5
Nowa Sól	6370	34,2	0,524	30,7	70,5	29,2	0,2	37,9	35,7
Sława	13618	17,8	0,595	40,4	78,1	21,6	0,3	28,6	36,9
Sulechów	11606	12,7	0,640	46,9	83,3	15,2	1,3	37,6	32,9
Świebodzin	13753	9,1	0,657	49,3	88,7	8,8	2,6	41,6	26,9
Szczaniec	7615	4,1	0,736	58,8	81,8	18,0	0,2	33,2	20,3
Trzebiechów	4855	11,3	0,664	49,3	72,5	26,8	0,7	45,5	42,7
Wolsztyn	12649	24,2	0,540	34,6	67,3	32,3	0,4	29,3	24,4
Zbąszynek	4790	5,8	0,704	53,7	79,6	18,7	0,1	34,8	22,3
Razem	**93007**	**18,0**	**0,615**	**43,0**	**76,4**	**23,0**	**0,6**	**36,5**	**31,2**
WOJEWÓDZTWO	352700	18,1	0,613	43,3	75,5	23,0	0,6	39,9	35,1

Objaśnienia: GO – grunty orne, UZ – użytki zielone.

Dominują gleby kwaśne i bardzo kwaśne. Wskaźnik bonitacji negatywnej odczynu wynosi 70%, tj. tyle co w województwie. Najlepsze warunki glebowe ma gmina Szczaniec a najgorsze gmina Kolsko. Miejscowości położone w obrębie zlewni poza Zieloną Górą zaopatrywane są w wodę dla celów zaopatrywania ludności i przemysłu z ujęć wód podziemnych. Zlewnię przecinają duże struktury hydrogeologiczne z zasobami wód podziemnych z utworów czwartorzędowych. Wspomniane struktury hydrogeologiczne są narażone na zanieczyszczenia punktowe i powierzchniowe. Jest to obszar wysokiej ochrony wód podziemnych stanowiąc zbiorniki pradoliny Warszawsko-Berlińskiej nr 150 o miąższości pokładów wód 25 m – 30 m. Użytki rolne w 72,2% są w posiadaniu sektora prywatnego. Strukturę użytkowania gruntów wyznaczają przeważnie warunki przyrodnicze, natomiast strukturę zasiewów – również warunki gospodarcze (ekonomiczne). W strukturze zasiewu ponad 76% stanowią zboża poza gminą Świebodzin, w której zboża zajmują ok. 60,1%. W wyniku zmian systemowych po 1990 roku nastąpiły duże zmiany zarówno w liczbie gospodarstw w poszczególnych grupach obszarowych powierzchni użytków rolnych jak i w strukturze zasiewu. Udział indywidualnych gospodarstw w ogólnej powierzchni użytków rolnych zwiększył się z 44,5% do 50,9%. Powierzchnia zasiewów jednak się zmniejszyła o 35,2%, w tym zbóż o 18,5%. Również w innych grupach uprawianych roślin nastąpiły zmiany. Powierzchnia uprawy ziemniaków zmniejszyła się 50,2% a rzepaku o 75%. Utrzymała się tylko powierzchnia uprawy buraków cukrowych. Na badanym terenie zużyto średnio 72 kg NPK/ha GO w czystym składniku oraz 20 kg NPK/ha w przypadku UZ, również w czystym składniku. Tab. 3 ilustruje strukturę zasiewu w zlewni. Przedstawia ona ogólny stan i rodzaje pokrywy roślinnej na gruntach ornych.

TABELA 3

Struktura zasiewu [Urząd Statystyczny, 1997].

GMINA	Średnia wielk. gosp. w ha	Liczba gosp.	Struktura zasiewu (%)						
			GO		Zboża	Ziem-niaki	Buraki	Rzepak	Pozost.
			ha	%					
Babimost	12,0	373	3058	85,1	71,9	13,1	2,1	2,8	6,7
Bojadła	12,0	219	1850	68,6	83,6	7,8	2,1	0,2	1,6
Kolsko	12,5	187	1518	65,4	83,6	9,1	-	-	2,3
Kargowa	10,9	253	1734	67,3	80,6	8,4	0,3	0,1	3,5
Nowa Sól	8,0	489	2158	49,3	72,0	19,1	-	-	4,6
Sława	10,8	642	5382	77,3	68,0	12,8	4,0	0,4	7,0
Sulechów	7,1	643	4509	75,8	70,4	10,7	1,3	1,7	6,2
Świebodzin	17,7	554	4542	84,0	60,1	19,1	3,8	2,4	7,1
Szczaniec	11,0	297	6351	83,4	76,8	4,7	4,8	3,7	7,1
Trzebiechów	10,0	253	1661	59,1	83,6	6,8	1,4	4,6	1,9
Wolsztyn	7,4	1015	4900	70,5	71,2	11,2	0,1	-	10,4
Zbąszynek	12,6	256	2463	78,1	80,7	5,5	2,1	1,1	1,1
Razem	**11,0**	**5181**	**71057**	**76,4**	**75,2**	**10,7**	**1,8**	**1,4**	**4,9**
WOJEWÓDZTWO	8,5	19571	161530	67,9	76,3	6,4	3,2	1,0	7,7

Oznacza to, że w rejonie zlewni na grunty orne zużyto 2890 ton NPK oraz 402 tony NPK na użytki zielone. Razem zużyto 3292 tony NPK z czego N-1907 ton, P-659 ton,

K-1536 ton. Przeciętne plony oraz wyniesione z plonem składniki NPK ilustruje Tab. 4.

TABELA 4

Przeciętne plony oraz wyniesione z plonem składniki NPK [Urząd Statystyczny 1997].

GMINA	Zboża		Ziemniaki		Buraki cukrowe		Rzepak		UZ	
	q/ha	NPK Ton	q/ha	NPK Ton	q/ha	NPK Ton	q/ha	NPK Ton	q/ha	NPK Ton
Babimost	24,4		210		395		16,7		188	
Bojadła	21,4		150		225		27,0		180	
Kolsko	18,5		160		-		-		130	
Kargowa	22,8		193		300		19,0		175	
Nowa Sól	20,7		175		-		-		155	
Sława	26,4		205		325		18,8		130	
Sulechów	21,0		170		325		18,6		145	
Świebodzin	29,0		275		360		14,8		136	
Szczaniec	21,2		145		275		16,9		182	
Trzebiechów	24,4		230		230		16,5		178	
Wolsztyn	19,7		155		230		-		164	
Zbąszynek	21,6		238		340		16,8		180	
Razem	22,6	436	195	107	300	397	18,3	137	162	398
Województwo	22,9		183		329		16,0		180	
N		159		30		160		50		179
P		72		11		66		25		56
K		205		66		171		62		163

TABELA 5

Obsada zwierząt na 100 ha UR w zlewni Obrzycy, [A. Małecki 1998].

GMINA	Bydło	Trzoda	Owce	Konie	Drób
	SF/100 ha UR				SD/100 ha UR
Babimost	31	194,0	-	3,1	0,8
Bojadła	46	50,0	1,9	2,7	0,5
Kolsko	35	53,0	-	4,3	2,2
Kargowa	40	103,0	2,1	3,5	0,9
Nowa Sól	43	31,0	0,9	3,4	1,2
Sława	44	109,0	-	6,2	0,5
Sulechów	44	28,0	1,3	3,7	0,6
Świebodzin	43	70,0	9,0	2,9	0,7
Szczaniec	38	95,0	-	3,9	0,5
Trzebiechów	42	51,0	0,9	4,0	0,5
Wolsztyn	43	208,0	2,0	2,5	1,5
Zbąszynek	37	210,0	0,6	2,4	0,5
Razem	**41**	**91,7**	**2,3**	**3,3**	**0,9**
WOJEWÓDZTWO	44	87,0	2,1	1,1	1,5
Obornik w t/R	192449,9	244620,8	16354,9	7716,0	46500
Gnojowica w m^3/R	268191,6	407701,4	7632,3	2015,0	-
Razem w skali zlewni	obornik w t	-		507641,6	
	gnojowica w m^3	785540,3		967239,4	
	gnojówka w m^3	247015,5			
	woda gnojowa w m^3	32658,2			

Z badań wynika, że z jednego ha UR wyniesiono 149,2 kg NPK, wraz z plonem. Razem na obszarze zlewni z plonem stanowi to 10579 ton NPK, przy czym N-3500, P-2500, K-4579. Istotne znaczenie gospodarcze w tej sytuacji ma racjonalne stosowanie i efektywne wykorzystanie nawozów. Badania dowodzą, że zastosowana średnia dawka NPK wynika raczej z przyczyn ekonomicznych niż z bilansu odczynu gleb i ich zasobności w dostępne dla roślin składniki pokarmowe. Tab. 5 ilustruje obsadę zwierząt na 100 ha UR w zlewni Obrzycy oraz produkcję odpadów tj. obornika, gnojowicy, gnojówki i wody gnojowej w skali roku.

4. WYNIKI

Przeprowadzona analiza wykazała, że 57% UR jest bardzo ubogi w fosfor, 65% bardzo ubogich w potas, a 70% wymaga intensywnego wapniowania. Stosowany jeszcze dotychczas w wielu gospodarstwach system nawożenia mineralnego, którego podstawą jest przybliżona zawartość składników pokarmowych pobieranych z gleby razem z plonem oraz własne wyczucie i tzw.. doświadczenie, staje się niewystarczającym we współczesnych warunkach produkcji rolnej. Zasobność gleb jest wartością dynamiczną i poznanie szybkości oraz kierunków zmian pozwala na racjonalne wpływanie na całokształt procesów naturalnych i sztucznych, które pozwalają podnieść a co najmniej utrzymać dotychczasowy stan zasobności gleb. Wymaga to jednak stosownych badań. Związane jest to z uwstecznieniem i wymywaniem składników pokarmowych. Wysokość możliwych strat przez wymywanie na badanym obszarze w przeliczeniu na 1 ha GO przedstawia się następująco: N-107 kg, P-3 kg, Ca-47 kg, Mg-40 kg. Łącznie w zlewni wymywanych może być 11068 t NPK, w tym: 9952 t N, 279 t P i 837 t K oraz 4371 t CaO. Są to ilości składników pokarmowych mające częściowe pokrycie w nawożeniu organicznym i mineralnym co permanentnie degraduje glebę. Przedostając się do wód gruntowych powodują zwiększenie troficzności wód powierzchniowych zlewni. Nie jest to jedyny czynnik zwiększający eutrofizację wód. Należy jeszcze uwzględnić erozyjne wietrzenie skał oraz wymywanie z nich soli pokarmowych, szczególnie fosforu. Na skutek tego jeziora i rzeki nie są w stanie zachować równowagi biologicznej i muszą gwałtowanie się starzeć i obumierać (wypłycanie i zamieranie). Struktura zasiewu i poziom produkcji a także warunki eksploatacji zasobów rolniczych jest odzwierciedleniem wiedzy i wykształcenia rolników. Ogólna ilość odpadów pochodzących z chowu i hodowli zwierząt jest większa niż ilość odpadów komunalnych. Dość znaczne tempo rozwoju produkcji zwierzęcej doprowadziło do pokaźnej produkcji odpadów, które zagrażają gospodarce wodnej, szczególnie w pasach ochronnych wokół zlewni i ujęć wody, zarówno powierzchniowych jak i podziemnych. Zagrożenie środowiska przez rolnicze użytkowanie zlewni są następujące:

- wzrost zużycia wody,
- dotkliwy brak systemów kanalizacyjnych,
- intensyfikacja produkcji rolnej,
- wzrost produkcji odpadów z chowu i hodowli zwierzęcej.

Miedzy innymi z tego powodu jakość wody w Obrzycy nie odpowiada standardom dla wód powierzchniowych, przeznaczonych do picia. Powoduje to oprócz ewidentnej uciążliwości dla środowiska, stały wzrost nakładów na uzdatnianie wody. Rodzi to pytanie, jakie są możliwości osiągnięcia lepszej jakości wody i zagwarantowanie takiej

jakości w przyszłości. Z przeprowadzonej analizy wynika, że szczególnie obciąża środowisko przyrodnicze chów i hodowla zwierząt. Zanieczyszczenie dotyczy atmosfery (pyły, gazy, drobnoustroje) oraz gleby i wody (gnojowica, gnojówka, woda gnojowa, soki z kiszonek). Rolnictwo łączy w sobie uciążliwości właściwe dla przemysłu. Największy problem stanowią odpady płynne. Zależnie od technologii produkcji i sposobu utrzymania zwierząt powstają różne ilości odpadów. Roczna produkcja odpadów z hodowli i chowu zwierząt w granicach zlewni przedstawia się następująco w Tab. 6.

TABELA 6

Roczna produkcja odpadów z hodowli zwierząt w obrębie zlewni Obrzycy [A. Małecki, 1998].

Wyszczególnienie	S.m.	BZT_5	N	P_2O_5	K_2O
Odpady płynne w t	21355	16443	3385	1934	4256
Odpady stałe w t	25382	19544	2538	1320	3553
Razem	46727	35987	5923	3254	7809

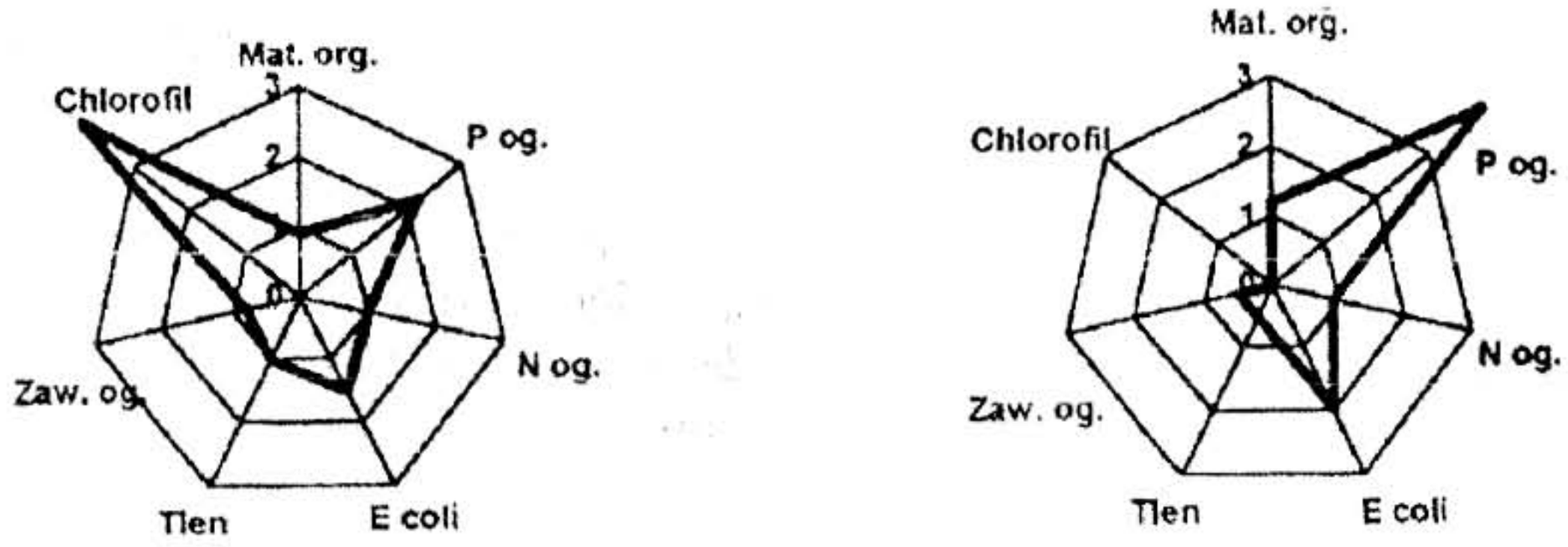
Na badanym obszarze wypada średnio 7,1 t obornika na ha GO i ma to niewielkie znaczenie na utrzymanie żyzności gleb zwłaszcza lekkich, które przeważają na terenie zlewni (tabela 1). Również ta ilość obornika ma istotny wpływ na regulację właściwości fizyko-chemicznych tych gleb. Dawniej były one jedynym, później głównym, a obecnie dodatkowym źródłem składników pokarmowych. Wnoszony ładunek pokarmowy na 1 ha GO wynosi: N-83 kg, K-109 kg, Ca-110 kg, przy czym straty N w zależności od przechowywania wynoszą: w pomieszczeniach ok. 12-15%, na gnojowni ok. 30%. Jak widać z Tab. 6, ładunek odpadów z produkcji zwierzęcej jest duży. W Tab. 7 zestawiono wartość nawozową, suchą masę i BZT_5 punktowych i obszarowych zanieczyszczeń w zlewni Obrzycy.

Postęp w gospodarstwach rolnych obok oczekiwanych korzyści przynosi niekiedy nie zamierzone skutki negatywne oddziałujące na potencjał przyrodniczy, głównie na glebę oraz jakość wód powierzchniowych. W miarę intensyfikacji produkcji rolniczej, wraz z postępem ujawnia się coraz wyraźniej niekorzystny dla środowiska naturalnego wpływ rolnictwa. W 1966 roku na badanym terenie wyprodukowano 64344 tony kiszonki w wyniku czego powstało około 18 tys. m^3 soków kiszonkowych o BZT_5 wynoszącym 654 tony oraz 23 t N i 3,3 t fosforu. Z analizy wynika, że do wód gruntowych dostaje się ok. 5% tej ilości biogenów tj. 1,2 t N oraz 0,16 t fosforu. Zanieczyszczenia powstające przy produkcji rolniczej nakładają się na zanieczyszczenia wywołane przez przemysł i duże aglomeracje miejskie, potęgując ich szkodliwy wpływ. Rolnictwo jako źródło emisji zanieczyszczeń zagraża przede wszystkim wodzie. Świadczą o tym analizy wody w Sadowej. Na rys. 2 przedstawiono różnice dla wartości pomierzonych i nominalnych dla I klasy czystości stwierdzone na ujęciu w Sadowej w 1994 r.

TABELA 7

Wartość nawozowa, sucha masa i BZT_5 punktowych i obszarowych zanieczyszczeń [A. Małecki, 1998].

Wyszczególnienie	Ogółem	Obszarowe	Punktowe	S.m.	BZT_5	N	P_2O_5	K_2O	kg NPK na 1 ha GO	
	tys. m^3			w tonach						
Ścieki bytowe nieoczyszczone	2831,0	1840,284	10% odciek 283128	2318,0	662,5	106,7	33,1	80,9	3,00	+
				356,0	10,2	16,4	5,0	12,4	punktowe	
Resztkowy 10%-wy ładunek w ściekach oczyszczonych	991,0	99,1	-	124,8	35,6	5,7	1,7	4,3	0,16	+
Ścieki przemysłu rolno-spożyw.	2728,0	2455,2	10% odciek 272,8	3994,0	884,0	124,0	44,2	108,0	3,80	+
				344,0	98,0	15,8	4,9	12,0	Punktowe 32,7/0,46	
Ścieki w wyniku turystyki i rekreacji	82,0	41,0	40,0	52,4	15,8	2,8	0,78	2,0	0,78	+
				50,0	14,0	2,0	0,70	1,6	Punktowe 4,3/-	
Ładunki w nawozach mineralnych	-	-	-	-	-	1907,0	659,0	1536,0	92,0	+
Ładunki w nawozach organicznych	9672	870,516	96,724	42048	32389	5331,0	2929,0	7029,0	437,0	+
				4672,0	3598,0	592,0	325,0	780,0	Punktowe	
RAZEM						**8103,4**	**403,3**	**95662**	**536,7**	
Zmywy z pól	-	-	-	-	-	772,0	1,8	372,0	153,0	-
Ładunki wynoszone w plonach	-	-	-	-	-	578,0	230,0	667,0	237	-
Ładunki wynoszone w plonach	0,9	-	0,9	849,0	654,0	1,5	0,6	2,1	Punktowe 3,8/-	-
Ładunki wynoszone w plonach									54,0	



Rys. 2. Jakość wody w Obrzycy mierzona na ujęciu wód w lecie i zimie 1994 r.

TABELA 8

Stan czystości wód dopływów kontrolowanych w latach 1995-96 [WIOŚ].

Lp.	Nazwa rzeki	Lokalizacja ppk	Klasy czystości					
			Fiz-chem.		Bakteriologiczne		Ogólna	
			1995	1996	1995	1996	1995	1996
1	Obrzyca	przed ujściem do Odry (m. Sadowa)	non ($N\text{-}NO_2$, Pog.)	-	III	III	non	-

W znacznej części pochodzą one z niewykorzystanych przez rośliny nawozów mineralnych i organicznych.

5. DYSKUSJA

W rozważaniach nie ujęto zagrożeń wynikających z awarii zbiorników akumulacyjnych, ulewnych deszczy bezpośrednio po rozsączeniu oraz możliwych awarii przyczep asenizacyjnych, rozsączających gnojowicę. Należy dodać, że ścieki z obory liczącej 500 sztuk bydła odpowiadają skanalizowanym ściekom miasteczka liczącego 4 000 mieszkańców. Na podstawie badań zakłada się, że do cieków przedostaje się ok. 10% odpadów płynnych w miejscu ich powstawania, w tym przypadku jest to ładunek BZT_5 równy 3737 tonom, oraz 1819,4 ton NPK. Istotnym czynnikiem zanieczyszczającym środowisko są nawozy i środki ochrony roślin. Z uwagi na stosowanie niewielkich ilości środków ochrony roślin, jest to rząd 0,53 kg/ha, czynnik ten uznano za nieszkodliwy. Zmywy z pól w wyniku erozji wodnej gleby następują w wyniku: monokultur, niewłaściwych zabiegów agrotechnicznych i nie przestrzegania ich terminów oraz niewłaściwych parametrów pracy agregatów. Łącznie uległo wymyciu 11065 ton NPK. Ma to ogromne reperkusje na zawartość składników pokarmowych w glebie oraz określoną wartość ekonomiczną. Uwzględniając aspekt ekonomiczny na 1 kg NPK w nawozie mineralnym w okresie badawczym, należało wydać równowartość około 2,5 kg pszenicy i ok. 3,8 kg żyta. Z ubytkiem składników pokarmowych bezpośrednio związane są kolejne skutki: następuje degradacja chemiczna, wywołana zakwaszeniem gleb oraz zanieczyszczeniem substancjami chemicznymi z odpadów atmosferycznych, a także zanieczyszczeniami wynikającymi z istnienia szlaków komunikacyjnych. Strata wapna w tak dużej ilości tj. ok. 47 kg/ha, powoduje gorsze wytrącanie zanieczyszczeń przez ich koagulację. Jednak w przypadku związków biogennych nie jest to możliwe z powodu licznych przekroczeń dopuszczalnych norm. Dlatego też redukcji biogenów należy dokonać w obrębie zlewni cząstkowych a najlepiej w miejscu ich powstawania. Przekroczenie poziomu zapotrzebowania roślin na składniki pokarmowe powoduje przenawożenie gleby, co przy jednoczesnym nawadnianiu odpadami ciekłymi nasila przenikanie składników pokarmowych do wód podziemnych. prawidłowe dozowanie odpadów ciekłych nie jest rzeczą łatwą. Ponieważ zależy w bardzo dużym stopniu od pogody, zwłaszcza opadów atmosferycznych. Wystarczy jednorazowe przedawkowanie aby spowodować poważne zakłócenie przemian biochemicznych mających swoje odbicie w rozwoju i plonowaniu roślin oraz zanieczyszczeń wód gruntowych i spływach powierzchniowych. Dodać trzeba, że gleby z natury urodzajne są bardziej wrażliwe na przedawkowanie. Tak zwana uciążliwość odpadów płynnych i powodowane nimi

zanieczyszczenia punktowe wiążą się z lokalizacją budynków produkcyjnych w tym głównie braku fachowej analizy możliwości zagospodarowania odpadów na gruntach będących w dyspozycji. Dopóki nie osiągnie się zadowalającej synchronizacji między wielkością ferm a areałem gruntów przeznaczonych do zagospodarowania odpadów ciekłych, dopóty nie może być mowy o spełnieniu wymagań ochrony środowiska, w tym także możliwości prawidłowego projektowania i zagospodarowania stref ochronnych wód powierzchniowych. Według T. Kaminskiego, zanieczyszczenia produkowane przez 1 szt. Trzody odpowiadają zanieczyszczeniom pochodzącym od 3,8 mieszkańców, a od jednej szt. Bydła 32,5 mieszkańców. Zaś Stangenberg 1972 podaje, że ładunek biochemicznego zapotrzebowania tlenu dla odpadów drobiu wynosi 0,11mg O_2/l, trzody 1,7, bydła 7. Przy nawozach organicznych i mineralnych występują bardzo duże różnice w wykorzystywaniu poszczególnych składników pokarmowych. Boratyński podaje, że z obornika w ciągu 2-4 lat rośliny wykorzystują N-25-50%, P-25-35%, K-45-70%. Natomiast nawozy mineralne: N-60-90%, P-10-30%, K-45-70% w roku zastosowania. Związane jest to z uwstecznianiem i wymywaniem składników pokarmowych. W dotychczasowej praktyce ochrony wód zwracano głównie uwagę na zanieczyszczenia punktowe, pomijając często trudniejsze do realizacji i kontroli źródła obszarowe. Stanowią one jednak wg średnich szacunków więcej niż połowę wszelkich zanieczyszczeń dopływających do wód. Na podstawie danych z terenu USA oceniono, że w 64% źródłem zanieczyszczeń obszarowych jest rolnictwo. Mniej istotnymi źródłami są: górnictwo 9%, leśnictwo 6%, obszary zurbanizowane 5% i pozostałe 7%, czego konsekwencją jest problem zapewnienia odpowiedniej jakości wód powierzchniowych. Wśród zanieczyszczeń wytwarzanych przez rolnictwo, ścieki we właściwym słowa znaczeniu stanowią mniejszą część. Główny bowiem stanowią substancje organiczne, które przedostają się do cieków. Poza tym charakter, skład i dynamika zanieczyszczeń obszarowych, spowodowanych działalnością rolniczą wykazuje znacznie większą zmienność w czasie i przestrzeni, niż typowe punktowe źródła zanieczyszczeń, które również mogą mieć uboczny charakter działalności rolniczej. Głównym źródłem owych odpadów są produkty uboczne produkcji zwierzęcej (tj. gnojówka, gnojowica, obornik, wody gnojowe), które wykorzystuje się jako nawozy naturalne w produkcji rolnej. Racjonalna gospodarka tymi odpadami polega na właściwym ich usuwaniu z pomieszczeń inewntorskich; magazynowaniu; utylizacji oraz zagospodarowaniu, co ma kolosalne znaczenie dla środowiska naturalnego. Część z nich przedostaje się do cieków już w miejscach powstawania, średnio 10-15% przecieków a część po wyniesieniu na pole w ramach planowego działania. Towarzyszy temu emisja amoniaku, siarkowodoru, gazów kloacznych, które wtórnie wraz z odpadami wracają do gleby. Nowe technologie dają w konsekwencji dużo odpadów. Na jakość wód podziemnych i powierzchniowych mają wpływ również niektóre zabiegi agrotechniczne. Zatem całkowicie uzasadnione są wszelkie działania prowadzące do racjonalnego gospodarowania wodą, ochrony jej zasobów oraz zapewnienie ich odtworzenia. Przytoczone przykłady nie charakteryzują całości zjawisk i stanowią raczej ilustrację zagrożeń będących w perspektywie obiektem dalszych własnych badań. Narastanie świadomości ekologicznej spowodowało intensyfikację badań nad wpływem rolnictwa na środowisko naturalne. Już teraz należy stwierdzić, że w wielu przypadkach występujące zagrożenia nie zawsze są bezwzględnym skutkiem intensyfikacji produkcji. Często wynikają one z lekceważenia problemu, czy wręcz z

niefrasobliwości ludzkiej. Wydaje się zatem, że zagrożenia dla środowiska naturalnego nie jest unowocześnianie produkcji lecz działanie ludzi, którzy wprowadzają innowacje nie uświadamiając sobie możliwości wystąpienia potencjalnych zagrożeń i szkodliwych dla otoczenia skutków. Szczególnie obciąża środowisko chów zwierząt, zwłaszcza przy dużej jego koncentracji. Odpady te mają odmienne właściwości fizyko-chemiczne i biologiczne, niejednakowo też wpływają na środowisko przyrodnicze. Średnio do ekosystemów trafia około 40% substancji organicznej, 50% azotu, 80% fosforu, i około 95% potasu zawartych w paszach. W przybliżeniu około 55% wydalanego przez zwierzęta azotu znajduje się w odchodach stałych a 45% w moczu. Odpowiednie wielkości dla fosforu wynoszą 99% i 1%, oraz potasu 20% i 80% [J. Kutera, 1978; M. Trybała 1996]. Największe zagrożenie dla środowiska stanowią odpady ciekłe (epizootyczne). Nie zachodzą w nich procesy biotermicznego odkażania, ze względu na niskie temperatury w zbiornikach (8-12°C w zimie i około 15-17°C w lecie). Negatywny wpływ odpadów ciekłych wynika przede wszystkim z dużych ładunków zanieczyszczeń. BZT_5 gnojowicy bydlęcej waha się od 10 do 20 tys. mg O_2/l a trzody 20-30 tys. mgO_2/l [W. Romaniuk, 1995]. Aeracja gleby oddziałuje na skład mikroorganizmów glebowych. Przy niedotlenieniu gleby wzrasta ilość anaerobów i aerobów fakultatywnych, wykorzystujących tlen ze związków chemicznych. Ich metabolizm powoduje redukcję szeregu pierwiastków w glebie w tym żelaza i manganu, które w postaci zredukowanej są toksyczne dla roślin. Deficyt tlenu również ogranicza wzrost uprawianych roślin [H. Greinert, 1992]. Poza tym:

- zanieczyszczenie wód podziemnych azotem jest proporcjonalne do dawki nawozów azotowych, przy czym ich forma nie odgrywa istotnej roli,
- najmniej wymywanych jest azotanów pod UZ, natomiast najwięcej z gleb trzymanych w czarnym ugorze,
- więcej jest wymywanych azotanów na polach nawożonych odpadami ciekłymi,
- więcej jest wymywanych azotanów z gleb organicznych i spod upraw okopowych niż spod zbóż,
- w latach mokrych azotany są bardziej wymywane niż w latach suchych,
- więcej wymywane są azotany w okresie pozawegetacyjnym.

Z badań amerykańskich wynika, że zanieczyszczenia powietrza amoniakiem w rejonie dużych ferm bydła jest bardzo wysokie. Od stada (700 sztuk) bydła trafia do atmosfery około 130 kg związków azotowych na dobę, głównie z moczem z czego 90% w postaci amoniaku. Natomiast z ferm trzody o obsadzie 5 tys. tuczników wydziela się w ciągu godziny około 2 kg amoniaku, co powoduje wzrost jego koncentracji na obszarze 600 km^2 [M. Trybała, 1996]. W badaniach nie ujęto zanieczyszczeń punktowych wynikających z mycia maszyn i pojazdów rolniczych, przecieków paliwa i olejów oraz innych odpadów ropopochodnych a także wody technologiczne przed lub po przygotowaniu pasz np. mycia okopowych itp. Zdumiewające jest ile urządzeń stosowanych w3 rolnictwie wymaga wody w trakcie ich eksploatacji, przed ich uruchomieniem lub po ich pracy. Na badanym obszarze znajduje się 3517 ciągników [Spis rolny 1996]. Aby umyć traktor raz w tygodniu w minimalnej ilości 150 litrów, zużywa się w roku 7,8 m^3 wody skażonej substancjami ropopochodnymi. W skali roku jest to 27 tys. m^3 ścieków z mycia tylko samych ciągników. Oczywiście zwykle nie ma do tego przygotowanych specjalnych miejsc, wszystkie ścieki trafiają do gruntu i wtórnie do wód gruntowych. Problem ten wymaga oddzielnego opracowania. Gdyby

wyliczyć ścieki i odpady rolnicze według miejsc ich powstawania byłaby to spora lista. Wiele zadań w zakresie likwidacji zanieczyszczeń z w/w źródeł powinna przejąć kanalizacja, której odczuwamy dotkliwy brak, połączona z oczyszczalniami mechaniczno-biologicznymi. Oczywiście przepustowość tych oczyszczalni powinna być projektowana odpowiednio do docelowych ładunków zanieczyszczeń doprowadzanych do tych oczyszczalni. Istniejące oczyszczalnie ścieków w zlewni Obrzycy poza nielicznymi są przeciążone zarówno hydraulicznie (większa ilość przepływających ścieków) jak i jakościowo, w wyniku znacznie zwiększonego stężenia zanieczyszczeń. Ochrona zasobów hydrobiologicznych w zlewni niezależna jest od praktycznej realizacji nowych przepisów: Prawa budowlanego i ustawy o zagospodarowaniu przestrzennym oraz rozpatrywaniu ochrony wód w układzie całej zlewni z wprowadzeniem m. in. barier ochronnych. Należy podjąć środki zaradcze wobec zanieczyszczeń zrzucanych do środowiska naturalnego, racjonalnego wykorzystywania tego bogactwa (o czym należy przekonać społeczeństwo i przyzwyczaić do nawyku oszczędności), likwidacji przecieków, gdyż tylko przez całościowe podejście do gospodarki wodnej można doprowadzić do zrównoważonego rozwoju gospodarczego w chronionym i niezdegradowanym środowisku. System wodny zlewni Obrzycy był kształtowany w początkach naszego stulecia przez budowę systemów melioracyjnych, udostępniając rolnictwu rozległe obszary łąk i pastwisk. Profil dna skanalizowanej części Obrzycy, zmieniony wskutek budowy progów oraz utrzymanie piętrzenia wody na niezmiennym poziomie wyraźnie pogorszył warunki dla rolnictwa. Więcej niż połowa doliny jest niemożliwa, bądź trudna do odwodnienia grawitacyjnego. Nieprawidłowa gospodarka rolna zwłaszcza błędy PGR dopełniły reszty. Przykładem tu może być zaorywanie części użytków zielonych. Podjęte przez Państwo roboty wodno-melioracyjne, prowadzone dorywczo i na małą skalę nie mogą przywrócić stanu poprzedniego a tym samym zatrzymać procesów dekapitalizacji zasobów hydro-technicznych. Powyższe problemy wynikają z błędnych założeń planów polityczno-ekonomicznych rozwoju rolnictwa na tym obszarze. Nie brano pod uwagę nieuchronnego przejmowania chłopskich gruntów przez PFZ oraz pojawienie się co rusz nowych typów państwowych gospodarstw rolnych i dużych ferm, opartych na przemysłowych metodach chowu, wymagających przemyślanej lokalizacji. W efekcie takiej polityki, żywiołowy przebieg skupiania większych kompleksów gospodarczych nie stanowi odbicia fizjograficznego obszaru zlewni. Rachunek strat jest niezmiernie trudną dziedziną ekonomiki gospodarki wodnej, związaną z wyniszczeniem i degradacją środowiska, mającego dotychczas wybitne walory rekreacyjne, wyniszczeniem rybostanu, zanieczyszczeniem wody w stopniu uniemożliwiającym zwykłe i powierzchowne jej wykorzystanie, strat związanych z koniecznością ponoszenia kosztów uzdatniania wody, itp. Jak wykazały badania, duże zespoły gruntów tworzą nadal mozaikę glebową trudną do racjonalnego zagospodarowania. Właściwie z punktu widzenia ochrony wód użytkowanie gruntów z zlewni odgrywa bardzo ważną rolę. Wynika to m. in. z faktu, że udział rolnictwa w światowym zużyciu wody ocenia się na ok. 76%. Natomiast jak wykazały polskie badania udział w ogólnym zanieczyszczeniu wód ocenia się na 46-60%, w tym dokładniej znana jest wielkość ścieków z produkcji zwierzęcej, natomiast trudniej jest ocenić wielkość zanieczyszczeń z produkcji roślinnej, gdyż mamy tu do czynienia z powierzchniowymi źródłami zanieczyszczeń o różnej intensywności. Można z dużym przybliżeniem założyć, że w

zlewni Obrzycy na podstawie ładunku BZT_5, 59% zanieczyszczeń wytwarza rolnictwo; 20% gospodarka komunalna oraz 27% przemysł rolno-spożywczy. Dlatego też dla gospodarki wodnej ważne jest zarówno rozmieszczenie użytków rolnych, jak i technologia produkcji rolnej. Ważne są również stosowane techniki i technologie. Użytkowanie wody przez rolnictwo powinno zamykać się na małych obszarach, bez przemieszczania zrzuconych zanieczyszczeń daleki poza teren ich powstawania.

6. WNIOSKI

Rolnictwo stanowi jedno z największych źródeł zanieczyszczeń. Poprawa tego stanu może być osiągnięta dzięki edukacji, rozwojowi i redukcji rolniczego wykorzystania zlewni. Istnieją dwie możliwości rozwiązania problemu jakości wody w zaopatrzeniu Zielonej Góry w wodę do picia:

1. Redukcja punktowych zanieczyszczeń łącznie z rozwojem kanalizacji (eliminacja osadników gnilnych), rozbudowa oczyszczalni w każdej gminie oraz racjonalna gospodarka zlewni użytkowanej rolniczo i odnowienia zasobów budowli hydrotechnicznych, w ramach specjalnego planu dla ochrony zlewni Obrzycy co będzie bardzo kosztowne i trudne do zrealizowania.
2. Techniczna zmiana sposobu dostarczenia wody dla Zielonej Góry z powierzchniowych na podziemne, tym bardziej, że dostępne źródło wód podziemnych znajduje się stosunkowo blisko miasta (ok. 20 km).

LITERATURA

[1] CHOIŃSKA A.: *Zmienność obiegu wody na Wysoczyźnie Lubuskiej w świetle analizy wybranych elementów środowiska i obliczeń bilansowych.* UW wydział RiGŻ Zielona Góra, 1981 r.

[2] CYWIŃSKI B. i in.: *Oczyszczanie ścieków miejskich.* Arkady W-a, 1972 r.

[3] FITTER R., FITTER A., BLAMEY M. 1974 r. *Pareys Blumenbuch.* Berlin.

[4] GREINERT H.: *Ochrona gleb.* Skrypt Politechniki Zielonogórskiej, 1995 r.

[5] HEWKEN D.: *Idea gospodarki restoratywnej.* Raj – ogólnopolski miesięcznik ekologiczny nr 1, 1998 r.

[6] ILEK B.: *Zaopatrzenie miasta w wodę i zamierzenia w zakresie poprawy jakości.* Zielona Góra sesja urzędu wojewódzkiego, 1991 r.

[7] KASPRZAK K.: *Ochrona zasobów hydrobiologicznych – stan obecny i perspektywy.* Wyd. UAM seria 'Biologia', 1992 r.

[8] KIERUL Z.: *Ekonomika i organizacja gospodarstw rolnych.* PWRiL W-a, 1982 r.

[9] KLECZKOWSKI A. S.: *Mapa obszarów głównych zbiorników wód podziemnych w Polsce wymagających szczególnej ochrony 1:500 000.* Wydanie AGH Kraków, . 1990 r.

[10] KOWAL A. L.: *Opinia o koagulacji wody siarczanem żelazowym w Zawadzie.* Wrocław, 1990 r.

[11] KOWAL A. L.: *Ocena technologii uzdatniania wody powierzchniowej z rzeki Obrzycy oraz ze studni głębinowych w Zawadzie.* Wrocław, 1992 r..

[12] KRÓL M.: *Plonowanie roślin a warunki glebowo klimatyczne.* JUNG Puławy, 1974r.

[13] KUTERA J.: *Wykorzystanie ścieków w rolnictwie.* PWRiL W-a, 1978 r.
[14] LEWICKI Z.: *Celowość budowy stacji osłonowej ujęcia „Sadowa" z rzeki Obrzycy zaopatrującego w wodę Zieloną Górę.* IV Konferencja Naukowo – Techniczna Zielona Góra, 1997 r.
[15] MAŁECKI A. *Wpływ wykształcenia na poziom produkcji rolniczej.* Maszynopis.
[16] MAŁECKI A.: *Warunki klimatyczne, a plonowanie roślin w zlewni Obrzyca.* Maszynopis, 1998 r..
[17] MAŁECKI A.: *Przestrzeń produkcyjna zlewni Obrzyca.* Maszynopis, 1998 r..
[18] MENDALUK J.: *Wypowiedź złożona do protokołu z posiedzenia w dniu 10.06.1992 r. Komisji Gospodarki Przestrzennej i Ochrony Środowiska Rady Miejskiej w Zielonej Górze,* 1992 r..
[19] ROMANTIUK W.: *Gospodarka gnojowicą i obornikiem.* Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, 1995 r..
[20] STANGENBERGER M.: *Nowe problemy w ochronie wód przed zanieczyszczeniem i perspektywy przyszłości.* Chrońmy przyrodę nr 7., 1972 r.
[21] TRYBAŁA M.: *Gospodarka wodna w rolnictwie.* PWRiL Warszawa 43, . 1996 r..
[22] WRÓBEL I.: *Wody podziemne Środkowego Nadodrza i problemy ich ochrony.* Wyd. WSI Zielona Góra, 1989 r..
[23] Materiały konferencyjne (Kalsk 1998 r.) *Wpływ przemysłowej hodowli zwierząt na środowisko glebowe i wodne.* Zielona Góra.
[24] Warunki przyrodnicze produkcji rolnej woj. Zielonogórskiego, IUNG Puławy 1994.
[25] Praca zbiorowa: *Informacje o stanach środowiska na terenie woj. Zielonogórskiego.* UW Wydział Ochrony Środowiska Zielona Góra, 1990-97 r..
[26] Zarządzenie Wojewody nr 96 z 1981 r. *w sprawie ustanowienia strefy ochrony sanitarnej na rzece Obrzycy.*

Źródła danych liczbowych:

1. Powszechny spis rolniczy 1996 r. Urząd Statystyczny w Zielonej Górze.
2. Wyniki rachunkowości rolnej. IERiGŻ.
3. Badania własne.
4. Roczniki statystyczne GUS.
5. Tabele pomocnicze do ćwiczeń z ekonomiki i organizacji gospodarstw rolnych. AR Poznań.

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116

NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Mirosław MĄKOWSKI, Sylwia MYSZOGRAJ*

KRYTERIA OCENY DANYCH POMIAROWYCH PRZYJMOWANYCH DO WYMIAROWANIA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

Streszczenie

W niniejszym artykule podano sposób oceny danych oraz zasady wykorzystania metody GROCHA w analizie parametrów jakości oraz ilości ścieków. Opisano opracowany na podstawie metody GROCHA arkusz kalkulacyjny wraz z przykładem jego wykorzystania w ocenie jakości ścieków surowych (BZT_5) przyjmowanych do wymiarowania oczyszczalni.

1. WPROWADZENIE

Duża liczba danych pomiarowych (o znacznej rozbieżności wielkości) charakteryzujących ten sam rodzaj oznaczenia (np. BZT_5) stwarza znaczną trudność w przyjęciu jednej reprezentatywnej wartości charakteryzującej skład lub też ilość oczyszczanych ścieków. Przyjęcie w tym przypadku wartości średniej (miesięcznej lub też rocznej) może w konsekwencji wpłynąć na znaczne przewymiarowanie bądź niedowymiarowanie nowo projektowanego bądź modernizowanego układu technologicznego oczyszczalni.

W artykule podjęto próbę usystematyzowania zagadnień związanych z określaniem miarodajnych danych przyjmowanych do projektowania oczyszczalni ścieków, świadomie pomijając ogólnie znane zagadnienia związane ze statystyczną analizą błędów, czy też precyzją i dokładnością wykonywanych analiz. Zagadnienia te zostały m.in. szeroko opisane w artykule [3].

W ostatnich latach obserwuje się znaczny wzrost zainteresowania budownictwem komunalnym w tym budową i modernizacją oczyszczalni. Dla większości z nich istnieją obszerne dane dotyczące jakości i ilości oczyszczanych ścieków. Pochodzą one głównie z własnych kontroli laboratoryjnych lub pomiarów wykonywanych przez służby ochrony środowiska. W przypadku istnienia takich danych projektant powinien być zobligowany do ustalenia miarodajnych parametrów wyjściowych przyjmowanych do projektowania z wykorzystaniem statystycznej analizy danych.

Tylko w wyjątkowych sytuacjach, przy ustalaniu danych przyjmowanych do obliczeń, można kierować się wytycznymi projektowania oczyszczalni (jednostkowymi

---

* dr inż. Mirosława Mąkowski, mgr inż. Sylwia Myszograj
- Zakład Technologii Wody Ścieków i Odpadów, Politechnika Zielonogórska

wskaźnikami zanieczyszczeń i przepływu ścieków), pod warunkiem, że są one dostosowane do specyfiki warunków infrastruktury jednostki z której odprowadzane są ścieki i lokalizacji oczyszczalni.

2. USTALENIE DANYCH WEJŚCIOWYCH

W przypadku kiedy podstawą wyznaczenia miarodajnych stężeń i ładunków zanieczyszczeń przyjmowanych do projektowania oczyszczalni są wyniki laboratorium lub pomiarów służb ochrony środowiska powinny one obejmować okres przynajmniej trzech kolejnych miesięcy ostatniego roku, charakteryzujących się najwyższym „obciążeniem" oczyszczalni (w miarę możliwości w okresie zimowym z niewielkim udziałem procesów rozkładu zanieczyszczeń w trakcie przepływu ścieków w sieci kanalizacyjnej). Dodatkowo w celu właściwej oceny przyjętych wartości należy oszacować zakres zmian tygodniowych obciążeń oczyszczalni w różnych porach roku (w tym np. także przy małym obciążeniu w okresie wakacyjnym).
W celu określenia miarodajnych stężeń zanieczyszczeń (BZT_5, ChZT, związków azotu i fosforu) powinny być obliczone również charakterystyczne przebiegi zmian dobowych ładunku zanieczyszczeń (np. z dwu godzinowych prób mieszanych), w których należy uwzględnić zrzuty zanieczyszczeń z oczyszczalni (kanalizacja sanitarna, filtraty, ciecz nadosoadowa).
Przy obliczaniu komór osadu czynnego bez denitryfikacji miarodajne ładunki zanieczyszczeń należy określać z dni roboczych (od poniedziałku do piątku), w których wartość częstotliwości przekroczeń (prawdopodobieństwo wystąpienia wyższych ładunków zanieczyszczeń) wynosi 5%.
W odniesieniu do komór osadu czynnego z pełną nitryfikacją i denitryfikacją miarodajne są średnie ładunki zanieczyszczeń z tygodnia o maksymalnym dopływie (np. w okresie zimy). Jeżeli wartości tego stężenia nie można określić w sposób jednoznaczny, to za miarodajne przyjmuje się wielkości pochodzące z ostatnich 2 lat, których wartość częstotliwości przekroczeń wynosi 5% (przy określaniu miarodajnych danych projektowych bez względu na sposób ich doboru należy uwzględniać w każdym przypadku przewidywany perspektywicznie rozwój systemu kanalizacyjnego).
Wartościami miarodajnymi przyjmowanymi do projektowania (obliczeń), szczególnie w przypadków związków azotu i fosforu, powinny być wartości odczytane z krzywych przebiegu zmian ładunków zanieczyszczeń w ciągu doby (co najmniej pięć krzywych), np. z dwóch godzin prób mieszanych.
Przy wykonywaniu analizy statystycznej pomiarów w celu ograniczenia do minimum błędu pomiaru należy wykorzystywać tylko wyniki opracowane przez autoryzowane laboratoria lub służby ochrony środowiska.
Dane uzyskane z pomiarów własnych lub też kontroli służb ochrony środowiska powinny być ocenione pod względem ich wiarygodności tj. zbieżności i proporcji pomierzonych parametrów w porównaniu z wartościami oczekiwanymi, typowymi dla danego rodzaju ścieków oraz specyfiki zlewni.
Odrębnym ale nie mniej ważnym zagadnieniem w procesie ustalania danych wejściowych jest przyjęcie właściwej dokładności wyniku tzn. liczb znaczących. Jeżeli wynik podawany jest np. do dwóch miejsc znaczących po przecinku, to należy przyjąć,

że wszystkie cyfry są pewne i nie należy ich zaokrąglać. W podobny sposób należy traktować końcowe zera tj. jeżeli wynik podany jest jako 1,00 to znaczy, że wszystkie zera po przecinku są znaczące i dokładność oznaczeń wynosi w tym przypadku ± 0,01.

3. METODYKA INTERPRETACJI WYNIKÓW

Dla oceny wyników pomiarów przepływu jak i stężeń zanieczyszczeń w ściekach, można zastosować jedną z wielu metod statystycznej analizy danych np. reguły trzech sigm lub metody Gosseta (rozkład Studenta) [2].
Najczęściej istnieje jednak istotne ograniczenie w możliwościach wykorzystania wyżej opisanych metod tj. mała liczba danych.
Metodą najbardziej przydatną dla analizy małej liczby wyników jest metoda GROCHE'A. Zakłada ona, że wartości parametrów fizyko-chemicznych oraz ilość ścieków podlegają prawom rządzącym zmienną losową i zależą od wielu przypadkowych czynników np. wpływu rozcieńczenia próby, sposób pobierania prób, dokładności pomiaru itp.
Model GROCHE opiera się na siatce prawdopodobieństwa, którą można stosować do analizy wszystkich parametrów ścieków w tym m.in. przepływu ścieków, BZT_5, azotu, fosforu zawiesiny og. itp. Korzystając z metodyki oceny danych podanej przez GROCHA [4] na bazie arkusza Microsoft Excel opracowano formularz i sporządzono na jego bazie wykres oceny danych (rys. 1).
Dla zilustrowania metodyki oceny danych wykonano symulacje obliczeniowe wartości BZT_5 w ściekach surowych dopływających do oczyszczalni w Zgorzelcu. Ocenie poddano przypadkowe wartości n = 23 prób analitycznych wykonanych przez laboratorium oczyszczalni. Prawidłowo wypełniony formularz pokazano w tabeli 1.
Wartości uporządkowano wzrastająco uzyskując informację o wyliczonej sumie procentowej według zależności:

$$\sum\% = \frac{(3i-1)\cdot 100}{(3n+1)} \qquad [1]$$

w którym:

i - numer próby,
n - liczba prób.

TABELA 1

Formularz oceny danych

Nr bieżący próby	3i-1	Wartość parametru	3n+1	100/(3n+1)	Σ%
1	2	200,0			2,9
2	5	221,3			7,1
3	8	222,0			11,4
4	11	222,5			15,7
5	14	229,3			20,0
6	17	234,6			24,3
7	20	240,0			28,6
8	23	240,3			32,9
9	26	249,3			37,1
10	29	254,3			41,4
11	32	256,5			45,7
12	35	264,0	70	1,429	50,0
13	38	272,7			54,3
14	41	275,0			58,6
15	44	275,0			62,9
16	47	282,0			67,1
17	50	285,0			71,4
18	53	288,0			75,7
19	56	291,8			80,0
20	59	293,5			84,3
21	62	295,7			88,6
22	65	326,7			92,9
23	68	382,5			97,1
liczba prób losowych **23**	Wartość środkowa (mediana) **264**		Odchylenie standardowe **300,0**		Wartość miarodajna **310,0**
Pomiar: Dopływ do oczyszczalni					
Obiekt: Oczyszczalnia ścieków w Zgorzelcu					

Pod tabelą podane są obliczenia wartości pośrednich oraz obliczone wyniki oceny danych w tym:

- liczba prób;
- mediany, która jest liczbą w środku zbioru wyników (połowa liczb ma wartości większe niż mediana i połowa ma wartości mniejsze. Jeżeli liczba danych w zbiorze jest parzysta, to Microsoft Excel oblicza średnią dwóch liczb środkowych);
- odchylenia standardowego, które określa jak szeroko wartości są rozproszone w stosunku do wartości średniej;
- dopuszczalnego odchylenia - zakłada się, że przy pewnej określonej liczbie wyników n, przy bezpieczeństwie statystycznym S(%), odpowiednia wartość analizowanego parametru wystąpi z częstotliwością nie większą niż U(%). Wartość częstotliwości przekroczeń U została określona na podstawie zasad wymiarowania według ATV- Ausschus 2.6. na poziomie 15%. Dla bezpieczeństwa statystycznego najczęściej przyjmuje się wartość 95%. Wartościom tym odpowiada granica tolerancji T określona stosunkiem T S/U= T 95/15. Wartość T 95/15 (dopuszczalne odchylenie) zostaje często w sposób uproszczony oznaczona wartością 85% i jest podstawą do określenia wartości miarodajnej.

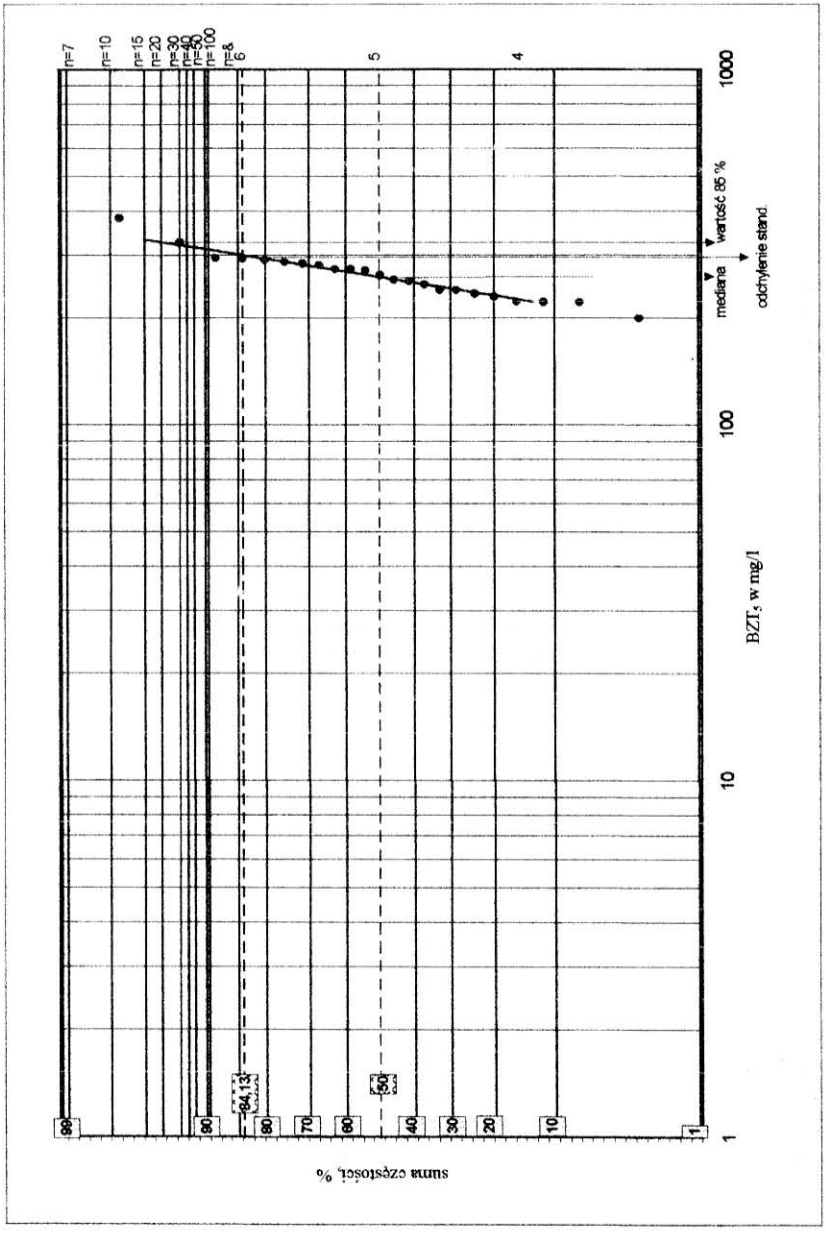
Na podstawie formularza obliczeń w oparciu o siatkę prawdopodobieństwa Microsoft Excel tworzy wykres oceny danych (rys. 1), przy czym odcięte (wyniki pomiaru) przedstawione są w sposób logarytmiczny, a rzędne (sumy procentowe) podzielone według całki prawdopodobieństwa Gaussa. Przedstawiony obszar zawiera sumy częstości od 1% do 99%. W górnej części siatki prawdopodobieństwa naniesione są linie k służące do wyznaczenia granicy tolerancji. Linie pomocnicze k można łatwo wyznaczyć przy zastosowaniu skali ufności (Probits) przedstawionej po prawej stronie diagramu. Rzędnym linii pomocniczych k dla wartości n można przyporządkować następujące wartości Probits:

TABELA 2

Liczba prób n	7	10	15	20	30	40	50	100	α
Probits	7,29	6,97	6,72	6,6	6,47	6,41	6,36	6,26	6,04

Algorytm oceny danych przy użyciu opracowanego arkusza jest bardzo prosty:

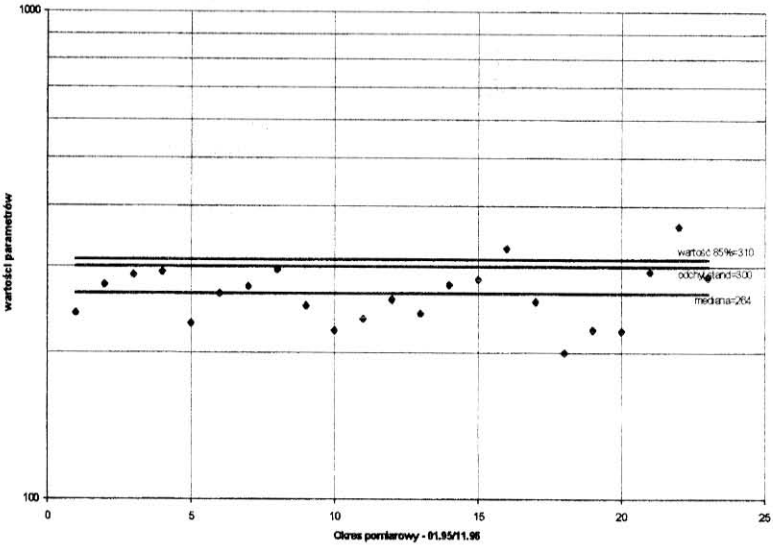
1. Użytkownik wprowadza dane do arkusza w dowolnej kolejności.
2. Dane zawarte w arkuszu zostają naniesione na siatkę prawdopodobieństwa;
3. Poprzez punkty poprowadzona zostaje prosta (linia regresji), przy czym istotne są przede wszystkim punkty pomiędzy 20% a 80%. Punkty poniżej 10% i powyżej 90% mają niewielki wpływ na wynik;
4. Na wykresie nanoszone są informacje o:
   - medianie - punkt przecięcia prostej regresji z linią 50%
   - odchyleniu standardowym - punkt przecięcia linii regresji i linii 84,13%



Rys. 1 *Wykres oceny danych*

- wartości 85% (podstawy wyznaczania wyniku miarodajnego) - punkt przecięcia prostej regresji z odpowiednią linią pomocniczą k dla n -pomierzonych wartości.

5. Użytkownik znajduje punkt przecięcia linii pomocniczej (k) wyznaczonej dla analizowanej liczby prób (n) z krzywą regresji a następnie na osi odciętych odczytuje wartość miarodajną analizowanego parametru, która powinna być podstawą do wymiarowania oczyszczalni (rys. 1).



Rys. 2 *Rozkład prób wraz z zestawieniem granic bezpieczeństwa*

4. WNIOSKI

Prawidłowe wymiarowanie oczyszczalni wymaga określenia miarodajnych (najbardziej zbliżonych do wartości rzeczywistych) danych projektowych, w tym charakterystyki oczyszczanych ścieków. Ma to szczególne znaczenie w przypadku projektowania lub też modernizowania oczyszczalni, w których stosowane będą wysokosprawne metody usuwania substancji biogennych. Niewłaściwie przyjęte dane projektowe mogą w konsekwencji doprowadzić do znacznego przewymiarowania lub niedowymiarowania oczyszczalni a tym samym do wzrostu kosztów inwestycyjnych lub eksploatacyjnych oczyszczalni (wykonany przykład oceny danych obrazuje jaka jest skala błędu w przypadku przyjmowania do obliczeń wartości średnich dla analizowanego przypadku wartość średnia BZT_5 w dopływie do oczyszczalni wynosiła 264 mgO_2/dm^3 a miarodajna, która powinna być przyjęta do projektowania 310 mgO_2/dm^3).

Przedstawiony w artykule sposób oceny danych (wartości wskaźników zanieczyszczeń ścieków i ich ilości) według autorów jest prosty w użyciu i niezwykle przydatny szczególnie w przypadku analizy danych przyjmowanych do wymiarowania oczyszczalni ścieków.

Opracowany na podstawie metody GROCHE arkusz kalkulacyjny, może być z powodzeniem wykorzystywany w fazie opracowań przedprojektowych do określenia miarodajnych danych projektowych jak i też w fazie eksploatacji oczyszczalni do miarodajnej oceny jej pracy.

5. LITERATURA

[1] ABRAMOWICZ H.: *Jak analizować wyniki pomiarów.* Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa (1992)

[2] BEVER J., Stein A., Teichman H.: *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków.* Oficyna wydawnicza Projprzem-EKO Bydgoszcz (1997)

[3] DOJLIDO J., Jakubowska Łucja: *Kilka uwag o statystycznej metodzie oceniania wyników analizy wody i ścieków.* Biuletyn Instytutu Gospodarki Wodnej nr 1(250) (1963)

[4] GROCHE D.: Verfahren zur Auswertung der Betriebsergebnisse von Klärwerken Wasserwirtschaft 67 6(1977).

[5] HERMANOWICZ W.: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków.* Arkady, Warszawa (1976)

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116
NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Ireneusz NOWOGOŃSKI*

METODY PROJEKTOWANIA I OBLICZEŃ HYDRAULICZNYCH SIECI KANALIZACJI PODCIŚNIENIOWEJ

Streszczenie

W pracy przedstawiono przykłady wytycznych projektowania i obliczeń hydraulicznych sieci kanalizacji podciśnieniowej. Przedstawione wytyczne mogą być stosowane zarówno jako podstawa opracowania projektów koncepcyjnych i technicznych oraz jako materiał umożliwiający opracowanie ogólnych wytycznych projektowania czy programów komputerowych pozwalających na teoretyczne modelowanie pracy sieci podciśnieniowej.

1. WSTĘP

W ostatnim okresie daje się zauważyć znaczny wzrost zainteresowania niekonwencjonalnymi sposobami odprowadzania ścieków, takimi jak kanalizacje ciśnieniowe i podciśnieniowe. Związane jest to z możliwością ograniczenia kosztów inwestycyjnych kanalizacji w szczególnie trudnym terenie, gdzie kłopotliwe jest wykonanie rozwiązań tradycyjnych. Wybór rozwiązania musi być w każdym przypadku uzależniony od analizy efektywności pracy kanalizacji. Rozwiązania niekonwencjonalne powinno stosować się tam, gdzie zainstalowanie sieci grawitacyjnej byłoby zbyt kosztowne.

Przeprowadzenie wstępnej kalkulacji kosztów budowy i eksploatacji sieci podciśnieniowej oraz określenie parametrów pracy sieci wymaga zastosowania specjalizowanych metod obliczeń. Do niedawna metody te nie były powszechnie dostępne. W ostatnich latach coraz częściej firmy zajmujące się projektowaniem i produkcją elementów sieci podciśnieniowych publikują materiały pomocnicze z wytycznymi projektowania i obliczeń hydraulicznych takich sieci.

Zjawisko to jest o tyle korzystne, że umożliwia szerszemu gronu projektantów projektowanie tego typu instalacji. Może to spowodować zmniejszenie nieufności inwestorów w stosunku do tego niewątpliwie ciekawego rozwiązania, oraz coraz szersze jego stosowanie.

* mgr inż. Ireneusz Nowogoński – Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych, Politechnika Zielonogórska

Do niniejszego opracowania wybrano trzy metody: jedną zachodniej firmy "Airvac" oraz dwie metody polskie. Ich przydatność leży w tym, że wszystkie posiadają praktyczne realizacje w Polsce.

2. OBLICZANIE KANALIZACJI PODCIŚNIENIOWEJ WG "AIRVAC"

2.1. Dobór i obliczenia rurociągów

Rurociągi dobiera się na podstawie maksymalnego dopuszczalnego przepływu Q_{dmax}, który wylicza się wg wzoru:

$$Q_{d\max}=N_d \cdot Q_{dśś} \tag{1}$$

gdzie:

Q_{dmax} - przepływ maksymalny dobowy w sieci, m^3/d,
N_d - współczynnik nierównomierności dobowej,
$Q_{dśr}$ - przepływ średni dobowy w sieci, m^3/d,

Straty w sieci wyliczane są na podstawie wzoru Hazena-Wiliamsa [J. Bień, 1995]:

$$f=2,75 \cdot 0,2083 \cdot \left[\frac{100}{C}\right]^{1,85} \cdot \frac{Q_{dśś}^{1,85}}{D^{4,8655}} \tag{2}$$

gdzie:

C - współczynnik przyjmowany w zależności od materiału, dla PVC, C=150,
$Q_{dśr}$ - przepływ średni dobowy w sieci, m^3/d,
D - średnica rury, m.

Jednostkowe liniowe straty ciśnienia wyliczone dla przewodów ze spadkiem 0,2-2 % z powyższego wzoru można też odczytać z katalogów, zawartych w materiałach pomocniczych firmy.

2.2. Dobór pomp próżniowych:

Wydajność pomp próżniowych Q_{Vp} wytwarzających podciśnienie dla całego systemu można obliczyć wg wzoru:

$$Q_{Vp}=\frac{A \cdot Q_{d\max}}{7,5} \tag{3}$$

gdzie:

Q_{Vp} - wydajność pomp próżniowych, m^3/d,
A - współczynnik zależny od długości głównego kolektora [];
Q_{dmax} - przepływ maksymalny dobowy, m^3/d.

2.3. Dobór pomp ściekowych:

Przyjmuje się że wydajność pomp ściekowych Q_{dp} równa jest maksymalnemu przepływowi w sieci:

$$Q_{dp} = Q_{dmax} \tag{4}$$

2.4. Obliczanie próżniowego zbiornika ściekowego:

Objętość czynna V_0 zbiornika jest to ilość ścieków niezbędna do ponownego uruchomienia pomp wypompowujących ścieki. Zwykle określa się ją w taki sposób, aby przy minimalnym przepływie pompa włączała się raz na 15 minut:

$$V_0 = \frac{900 \cdot Q_{d\,min}}{Q_{dp}} \left(Q_{dp} - Q_{d\,min}\right) \tag{5}$$

gdzie:

V_0 - pojemność użytkowa zbiornika ściekowego, m^3,
Q_{dmin} - przepływ minimalny dobowy, m^3/d, $Q_{dmin}=Q_{dśr}/2$,
Q_{dp} - wydajność pompy ściekowej, m^3/d.

Całkowita objętość zbiornika powinna być trzykrotnie większa od V_0, ale nie mniejsza niż 1,50 m^3.

2.5. Dobór próżniowego zbiornika zapasowego:

Dla próżniowego zbiornika zapasowego przyjmuje się pojemność V_{pz} = 1,50 m^3.

2.6. Czas pracy pomp próżniowych

Czas pracy pomp próżniowych oblicza się wg wzoru:

$$t = \frac{2{,}3 \cdot V}{S} \cdot \log \frac{P_1}{P_2} \tag{6}$$

gdzie:

V - objętość ścieków, m^3,
S - przeciętna wydajność pompy, m^3/s,
P_1 - ciśnienie początkowe, hPa,
P_2 - ciśnienie końcowe, hPa.

3. OBLICZENIA HYDRAULICZNE KANALIZACJI PODCIŚNIENIOWEJ METODĄ DOLECKIEGO

3.1 Określenie natężenia przepływu ścieków

Objętościowe natężenie przepływu obliczeniowego należy wyznaczyć na podstawie następującego postępowania:

a) dla każdego odcinka sieci przewodów podciśnieniowych, do którego bezpośrednio jest przyłączona studzienka zbiorcza należy wyznaczyć intensywność strumienia zgłoszeń wg wzoru:

$$\lambda_i = \frac{q_z^2}{21{,}1 * V_{ui}} \tag{7}$$

gdzie:

λ_i - intensywność strumienia zgłoszeń pochodzącego od i-tej studzienki zbiorczej, min^{-1};

q_z - wydajność zaworu opróżniającego, dm^3/min;

V_{ui} - pojemność użytkowa i-tej studzienki zbiorczej, dm^3;

b) dla każdej studzienki zbiorczej należy wyznaczyć czas opróżniania pojemności użytkowej na podstawie zależności:

$$t_{oi} = \frac{V_{ui}}{Q_i - q_z} \tag{8}$$

gdzie:

t_{oi} - czas opróżniania i-tej studzienki zbiorczej, min;

Q_i - maksymalne natężenie spływu ścieków do studzienki zbiorczej, dm^3/min;

q_z - wydajność zaworu opróżniającego, dm^3/min;

c) dla każdego odcinka sieci przewodów podciśnieniowych należy wyznaczyć iloczyn $\lambda_i\, t_{oi}$; w wypadku odcinka, w którego górnym węźle przyłączonych jest więcej niż jeden przewód podciśnieniowy, intensywność strumienia obliczyć jako sumę intensywności strumieni w łączących się przewodach, tzn.

$$\lambda = \sum_{i=1}^{m} \lambda_i \tag{9}$$

natomiast czas opróżniania - jako średni czas opróżniania w studzienkach zbiorczych przyłączonych do układu powyżej górnego węzła danego odcinka;

d) dla każdego odcinka sieci przewodów podciśnieniowych należy znaleźć maksymalną wartość prawdopodobieństwa ze zbioru {pkt} którego k elementów wyznaczonych jest wg wzoru:

$$pk\,(t_o) = \frac{(\lambda t_o)^k}{k!} \exp(-t_o); \qquad k_i = p, k, \ldots, m \tag{10}$$

gdzie:

m - liczba studzienek przyłączonych do układu powyżej górnego węzła analizowanego odcinka;

e) dla każdego odcinka sieci przewodów podciśnieniowych obliczyć objętościowe natężenie przepływu obliczeniowego:

$$Q_{ob.}=k\ g_z \tag{11}$$

gdzie:

$Q_{ob.}$ - objętościowe natężenie przepływu obliczeniowego, dm^3/s;

k - liczba dla której prawdopodobieństwo $pk(t_o)$ wyznaczone w punkcie 4 osiąga wartość maksymalną;

Przy braku charakterystyki zaworu opróżniającego, na podstawie której możliwe byłoby przyjęcie do obliczeń wydajności zaworu (q_z), należy tę wartość określić orientacyjnie jako:

$$Q_z = (1{,}3 - 1{,}5)\ Q_i \tag{12}$$

Ustalenie odcinkowych przepływów objętościowych powietrza przy zastosowaniu zaworów nie dopuszczających do wprowadzenia wraz ze ściekami kontrolowanych ilości powietrza, ustala się przyjmując stosunek objętości (m^3) cieczy do gazu równy 0,1.

3.2. Dobór średnic przewodów

Doboru średnic przewodów podciśnieniowych dokonuje się na podstawie objętościowego natężenia przepływu obliczeniowego, przy czym zaleca się stosować następujące ograniczenia:

TABELA 1

Średnica przewodu [m]	Zakres natężeń przepływów (dm^3/s)
0,110	Q<=4,5
0,160	4,5<Q<=15,0
0,225	15,0<Q<=31,0
0,280	31,0<Q

3.3. Obliczenie strat ciśnienia

Ustalenie oporów hydraulicznych na poszczególnych odcinkach obliczeniowych dla rurociągów z zaworami opróżniającymi, nie dopuszczających do wprowadzania wraz ze ściekami powietrza, należy przeprowadzić jak dla przepływów jednofazowych, a dla rurociągów z zaworami opróżniającymi o konstrukcji zapewniającej wprowadzenie do rurociągów określonych ilości powietrza jak dla przepływów dwufazowych.

Opory hydrauliczne trasy przewodu są sumą oporów odcinkowych i miejscowych. Jako miejscowe przyjmowane są tylko opory występujące na syfonach profilu przewodu. Ich wielkość odpowiada długości zastępczej 10 m (1 syfon).

Całkowite straty ciśnienia oblicza się sumując opory hydrauliczne trasy przewodu, całkowite podciśnienie statyczne trasy przewodu oraz wymagane podciśnienie przy zaworze.

4. OBLICZENIA HYDRAULICZNE KANALIZACJI PODCIŚNIENIOWEJ METODĄ OLSZEWSKIEGO

4.1. Ustalenie odcinkowych przepływów objętościowych ścieków

Przepływ ścieków na danym odcinku przewodu ustala się na podstawie danych wyjściowych z liczby mieszkań ciążących do danego odcinka, zgodnie ze wzorem:

$$Q_{L(i)} = \frac{qnmN_d N_h}{86400} \tag{13}$$

gdzie:

$Q_{L(i)}$ - przepływ odcinkowy na odcinku i, dm^3/s;
q - jednostkowa ilość ścieków przypadająca na jednego mieszkańca, dm^3/Md
n - liczba mieszkań ciążących do danego odcinka;
m - liczba mieszkańców w mieszkaniu;
N_d, N_h - współczynniki nierównomierności dobowej i godzinowej.

4.2. Zaprojektowanie trasy przewodu

a) Przewód należy prowadzić w przybliżeniu równolegle do terenu z zachowaniem profilu pilastego; wysokość zamknięć wodnych H_{zw} w m ustala się wg zależności

$$H_{zw}=hg-D \tag{14}$$

gdzie:
hg - różnica rzędnych między osiami przewodu na początku i na końcu odcinka wznoszącego, m;
D - średnica przewodu, m;

b) profil wysokościowy dzielony jest na odcinki o długości nie przekraczających 75 m - jest to odległość między rewizjami w najniższych punktach sieci; odcinek ten dzieli się (idąc zgodnie z kierunkiem przepływu) na część wznoszącą o długości L_w<=50 m i opadającą L_o<=25 m $\left(L_w / L_o \cong c\right)$.

4.3. Dobór średnic przewodów

Średnice dobiera się dla warunku V>=0,4 m/s. Minimalna średnica wynosi 100 mm. Za odcinek obliczeniowy przyjmujemy odcinek pomiędzy kolejnymi załamaniami profilu przewodu.

4.4. Ustalenie oporów hydraulicznych

Opory hydrauliczne oblicza się ze zmodyfikowanego wzoru Szewielewa

$$h_i = C \cdot 0{,}001052 \cdot L_i \cdot D_w^{-4{,}774} \cdot Q_L^{1{,}774} \tag{15}$$

gdzie:

h_i - strata liniowa na i-tym odcinku przewodu, m;
L_i - długość i-tego odcinka, m;
D_w - wewnętrzna średnica i-tego odcinka, m;
Q_L - natężenie przepływu przez i-ty odcinek, m^3/s;
C - współczynnik charakteryzujący rzeczywiste warunki przepływu.

4.5. Obliczenie ciśnienia dyspozycyjnego

Ciśnienie dyspozycyjne powinno zapewnić pokrycie całkowitych strat ciśnienia oraz geometrycznej wysokości pomiędzy zwierciadłem ścieków w najkorzystniej położonym punkcie (najdalej i najniżej) a głowicą lewara, powiększonej o niezbędny zapas podciśnienia:

$$H_D = H_g + H_{śr} + 0{,}5 \tag{16}$$

4.6. Całkowite podciśnienie statyczne trasy przewodu (tzw. kryterium rozruchowe)

Całkowite podciśnienie statyczne trasy przewodu jest to maksymalna wartość z sum zamknięć wodnych na poszczególnych trasach z uwzględnieniem wysokości podciśnienia ssania w najdalszym punkcie trasy:

$$H_{kr} = G_{gi} + \sum_{i=1}^{n} H_{zw} \tag{17}$$

gdzie:

H_{gi} - wysokości podciśnienia ssania w najdalszym punkcie trasy,
H_{zw} - wysokość zamknięcia wodnego.

4.7. Dobór pomp ściekowych w stacji próżniowo-tłocznej

$$(Q_h)_{maks} = \sum_{i=1}^{n} Q_{L(i)} \tag{18}$$

Pompy dobiera się na maksymalne godzinowe natężenie wypływu, ustalone na podstawie bilansu ścieków (suma przepływów obliczonych)

Wysokość podnoszenia pomp ściekowych ustalana jest ze wzorów

$$H_{p.} = H_{gp} + \Sigma H_{sr} \tag{19}$$

$$H_{gp} = Z_t - Z_s \tag{20}$$

gdzie:

$H_{p.}$ - wysokość podnoszenia pomp, m;
H_{gp} - geometryczna wysokość podnoszenia, m;

Z_t - rzędna wylotu ścieków z przewodu tłocznego lub najwyższego punktu profilu przewodu tłocznego
Z_s - rzędna wyłączenia pomp ściekowych (min. zwierciadła ścieków w studni zbiorczej);
ΣH_{sr} - wysokość całkowitych oporów hydraulicznych przewodów pomp, m;

4.8. Dobór pomp próżniowych w stacji próżniowo-tłocznej

Wydajność pomp próżniowych wyznaczana jest ze wzoru:

$$Q_{pp} = \frac{V_p}{t_p} \ln \frac{p_a}{p} \tag{21}$$

gdzie:
Q_{pp} - wydajność pomp próżniowych, m^3/min;
V_p - połowa sumarycznej objętości przewodów, w których należy wytworzyć podciśnienie, m^3;
t_p - założony czas, po którym w systemie powinno być wytworzone wymagane ciśnienie, min, przyjęto t_p=15 minut;
p_a - ciśnienie atmosferyczne;
p - wymagane ciśnienie w systemie;

4.9. Ustalenie objętości czynnej zbiornika próżniowego

$$V_{zp} = \frac{Q_p T}{4} 10^{-3} \tag{22}$$

gdzie:
V_{zp} - objętość czynna zbiornika próżniowego, m^3;
Q_p - wydajność dobranej pompy przy ciśnieniu roboczym, dm^3/s;
T - cykl pracy w s, T = 3600/n; przy n=6 T=600s;

4.10. Ustalenie objętości czynnej zbiornika ściekowego

Objętość zbiornika ściekowego oblicza się przy założeniu, że wydajność pomp ściekowych $Q_{pść} >= (Q_h)_{maks}$, oraz liczba włączeń pompy wynosi n = 4-8 /h

$$V_{zść} = \frac{Q_p T}{4} \cdot 10^{-3} \tag{23}$$

gdzie:
$V_{zść}$ - objętość zbiornika ściekowego, m^3;
Q_p - wydajność dobranej pompy ściekowej, dm^3/s; przy zwiększonej liczbie pomp roboczych jest to wydajność pojedynczej (największej) pompy;
T - cykl pracy w s;
N - liczba włączeń na godzinę.

4.11. Sprawdzenie możliwości samozalewarowania

Sieć podciśnieniowa powinna być rozwiązana wysokościowo tak, by rzędna najwyższego punktu profilu przewodu podciśnieniowego nie była wyższa od rzędnych terenu w komorach zbiorczych (KZ) i w studzienkach kanalizacyjnych lokalnych układów grawitacyjnych wokół KZ. Zaleca się, by sieć przewodów podciśnieniowych była usytuowana poniżej otwartych wlotów kanalizacyjnych, w tym zwłaszcza najniżej położonych przyborów sanitarnych w piwnicach budynków. Rozwiązanie takie umożliwia samozalewarowanie sieci podciśnieniowej przy chwilowym podpiętrzeniu ścieków w grawitacyjnej części systemu - bez zagrożenia podtopienia budynku i terenu.

5. PODSUMOWANIE

Jak widać na załączonych przykładach metody projektowania sieci kanalizacji podciśnieniowej są bardzo zróżnicowane, zarówno pod względem ich skomplikowania, jak i przyjmowanych założeń. Największe różnice występują między metodami praktycznymi, proponowanymi przez producentów elementów sieci podciśnieniowych, a opracowaniami typowo naukowymi. W wyniku jednym z największych problemów jest dopasowanie zastosowanej metody do wymaganej w konkretnej sytuacji dokładności obliczeń. Głównym elementem odróżniającym wszystkie te metody jest sposób wyznaczania strat hydraulicznych. Rozwiązaniem może tu być niestety tylko zweryfikowanie otrzymanych wyników w porównaniu do parametrów sieci istniejącej.
Koniecznym wydaje się opracowanie ogólnych wytycznych projektowania sieci kanalizacji podciśnieniowej, na wzór niemieckich norm ATV, jasno określających wielkości podstawowe oraz ogólny zakres przedsięwzięć wspomagających oraz instalacji występujących w szczególnych przypadkach. Pozwoliłoby to uniknąć zarówno nadużyć, związanych z zastosowaniem zbędnych dodatków przez projektantów, oraz nadmiernego upraszczania instalacji powodujących obniżenie kosztów, ale uniemożliwiającego właściwe działanie instalacji w sytuacjach krytycznych, czy powodujących jej szybkie zużycie.

6. LITERATURA

[1] BIEŃ J., Cholewińska M.: *Kanalizacja podciśnieniowa i ciśnieniowa* Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1995
[2] OLSZEWSKI W., Osuch-Pajdzińska E.: *Analiza porównawcza systemów kanalizacji podciśnieniowej* GWiTS nr 8, 1995.
[3] WIERZBICKI K.: *Kanalizacja ciśnieniowa i podciśnieniowa* Instytut Budownictwa, Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa, Warszawa 1997

Piotr ZIEMBICKI*

WYKORZYSTANIE METOD OPTYMALIZACYJNYCH W PROJEKTOWANIU SYSTEMÓW INŻYNIERII ŚRODOWISKA

Streszczenie

Artykuł opisuje podstawowe metody optymalizacyjne oraz systemy Inżynierii Środowiska, do projektowania których mogą być wykorzystane. Przedstawia także podstawy teorii sztucznych sieci neuronowych oraz możliwości ich wykorzystania do optymalizacji tychże systemów.

WSTĘP

Podczas realizacji poszczególnych etapów projektowania systemów, urządzeń i obiektów sanitarnych inżynier ma do dyspozycji wiele możliwych rozwiązań, stąd często powstaje problem, które z nich jest najwłaściwsze. Z pomocą przychodzą metody modelowania i optymalizacji, które pozwalają sprawdzić wiele rozwiązań przy minimalnych kosztach i w konsekwencji umożliwiają opracowanie optymalnego systemu. Istnieje wiele metod rozwiązujących problemy należące do różnych klas zadań optymalizacyjnych. Algorytmy wielu z nich wykorzystują skomplikowany aparat matematyczny, co pociąga za sobą czasochłonność ich realizacji. Jednak ze względu na możliwości zastosowania techniki komputerowej do implementacji tych metod, są one powszechnie stosowane. Obok metod już opracowanych powstają nowe, do których można zaliczyć elementy sztucznej inteligencji, takie jak sztuczne sieci neuronowe czy systemy eksperckie.

PODSTAWY TEORII OPTYMALIZACJI

Optymalizacja jest to postępowanie, polegające na wyborze elementu z danego zbioru w oparciu o relacje ustalające pewien porządek w tym zbiorze. Elementami zbioru są rozwiązania konkretnych problemów, np.: różne warianty konstrukcji określonego urządzenia technicznego, rozmaite sterowania określonego procesu itd. Zbiór takich rozwiązań jest zazwyczaj ograniczony przez różnorodne warunki uboczne, jak wyma-

* mgr inż. Piotr Ziembicki – Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych, Politechnika Zielonogórska

gania wytrzymałości, niezawodności, wymagane ciśnienia lub inne parametry technologiczne. W tym sensie używa się pojęcia zbioru rozwiązań dopuszczalnych. Rozwiązaniem zadania optymalizacji jest takie rozwiązanie dopuszczalne, które zostało wybrane w oparciu o określoną relację porządkującą, tzw. funkcję celu zadania optymalizacyjnego, która może wynikać z kosztów realizacji rozwiązania dopuszczalnego czy też innych wskaźników jego efektywności.

Charakter zbioru rozwiązań dopuszczalnych oraz typ funkcji celu określają rodzaj zadania optymalizacji. Jeśli zbiór ma przeliczalną lub skończoną liczbę elementów, to problem optymalizacji jest dyskretny. W przeciwnym przypadku należy mówić o problemie ciągłym. Każda informacja numeryczna zapisana w maszynie cyfrowej może być reprezentowana przez element podzbioru dyskretnego skończenie wymiarowej przestrzeni rzeczywistej, jednak analizy metod optymalizacji nie trzeba ograniczać do takich właśnie zbiorów. Dyskretność zbioru, choć upraszcza rozumowanie przy niewielkiej liczbie elementów, to utrudnia efektywny wybór rozwiązań przy bardzo dużej ich liczbie. Jeśli różnice na poziomie pojedynczych elementów nie odgrywają większej roli, dogodniej jest zakładać, że zbiór ma strukturę ciągłą.

Funkcja celu może być deterministyczna lub losowa co określa odpowiednie problemy optymalizacji. Należy tu rozróżnić losowy problem optymalizacji od losowej metody poszukiwania rozwiązania optymalnego. W pierwszym przypadku funkcja celu w zbiorze określona jest tylko z pewnym prawdopodobieństwem, podczas gdy w drugim elementy zbioru są generowane w sposób losowy w trakcie obliczeń optymalizacyjnych i wykorzystywane do sprawdzenia relacji.

Rzeczywiste problemy optymalizacyjne, obejmujące również zagadnienia Sieci i Instalacji Sanitarnych są zwykle złożone i zadania optymalizacji jednokryterialnej są dla nich zbyt słabym narzędziem wspomagającym. Poważne trudności nastręcza często również sformułowanie odpowiedniego zadania optymalizacji jako matematycznego modelu problemu. Dlatego rozwija się szerzej pojmowana analiza modeli (lub analiza systemów), gdzie algorytmy optymalizacji są tylko jedną z wielu technik wspomagających. W połączeniu z nowoczesnymi metodami informatyki prowadzi to do powstania systemów wspomagania decyzji, w których występuje konieczność budowania wielu funkcji celu, które należy rozpatrywać łącznie w celu uzyskania właściwych wyników. Zadania z taką funkcją celu należą do optymalizacji wielokryterialnej (polioptymalizacji), która sprowadza się do ekstremalizacji funkcji celu, która jest zbiorem wielu funkcji celu.

Ponadto zadania optymalizacji dzielą się na zagadnienia bez ograniczeń i z ograniczeniami. Problemem bez ograniczeń można nazwać taki, w którym zbiór rozwiązań dopuszczalnych jest otwarty, natomiast problemem z ograniczeniami taki, w którym zbiór rozwiązań dopuszczalnych jest domknięty. Metody optymalizacji dla problemów z ograniczeniami są na ogół bardziej złożone, niż odpowiednie metody dla problemów bez ograniczeń Wiele metod optymalizacji ograniczonej polega na sprowadzeniu zagadnienia do optymalizacji nieograniczonej.

Zagadnienia optymalizacyjne można podzielić również na statyczne i dynamiczne. Za problemy statyczne uważane są takie, w których elementy zbioru rozwiązań dopuszczalnych należą do przestrzeni skończenie wymiarowej, zaś wskaźnik jakości jest funkcją wielu zmiennych, natomiast jako problemy dynamiczne traktowane są takie, w których rozwiązania dopuszczalne są elementami przestrzeni nieskończenie wymiarowych.

Jednakże takie kryterium podziału nie odpowiada istocie różnicy pomiędzy problemami dynamicznymi a statycznymi; istnieją bowiem skończenie wymiarowe problemy dynamiczne oraz nieskończenie wymiarowe problemy statyczne. W celu wprowadzenia bardziej precyzyjnego podziału, problemem quasi-statycznym nazywa się takie zadanie optymalizacji, w którym rozwiązania dopuszczalne są funkcjami, przy czym jeden z ich argumentów może być interpretowany jako czas. Jeśli podzbiór ten jest przeliczalny, to mówimy o czasie dyskretnym lub quasi-dynamicznym problemie dyskretnym w czasie. Jeśli podzbiór ten jest przedziałem na osi R^1, mówimy o czasie ciągłym lub quasi-dynamicznym problemie ciągłym w czasie.

Następny, istotny sposób podziału problemów optymalizacji jest jeszcze silniej związany z metodą ich rozwiązywania. Istnieje klasa zagadnień, których rozwiązanie można uprościć poprzez ich podział na problemy częściowe, czyli dekompozycję. Zadania optymalizacji, rozwiązywane drogą dekompozycji i koordynacji, zwane są też problemami optymalizacji wielopoziomowej, gdyż można w nich wyróżnić co najmniej dwa poziomy optymalizacji: optymalizację rozwiązań problemów częściowych oraz optymalną koordynację tych rozwiązań prowadzącą do optymalizacji rozwiązania problemu całkowitego.

Większość metod obliczeniowych optymalizacji to metody iteracyjne, polegające na konstrukcji ciągów rozwiązań dopuszczalnych, zbieżnych do rozwiązania optymalnego. Ciąg rozwiązań dopuszczalnych nazywa się monotonicznie optymalizującym, jeśli jest on monotonicznie zbieżny do rozwiązania optymalnego, a więc jeśli kolejne elementy tego ciągu są coraz lepsze i coraz bliższe temu rozwiązaniu. W większości problemów nie jest ważne, aby podejmowane decyzje były bliskie decyzjom idealnym, ale aby efekty tych decyzji (skutki ekonomiczne, społeczne itp.) nie odbiegały zbytnio od rezultatów idealnych.

Bezpośrednimi metodami optymalizacji zwane są metody konstrukcji monotonicznie optymalizujących ciągów rozwiązań dopuszczalnych, a więc metody, w których podstawą dla przyjęcia następnego rozwiązania jest poprawa jego jakości. Pośrednimi metodami optymalizacji nazywane są metody przybliżania rozwiązań optymalnych, oparte np. o poszukiwanie rozwiązań warunków koniecznych optymalności, a więc metody, w których podstawą dla przyjęcia następnego rozwiązania jest jego odległość od rozwiązania optymalnego. Większe znaczenie praktyczne mają metody bezpośrednie, gdyż każdy element ciągu monotonicznie optymalizującego może być przyjęty do praktycznej realizacji, jako najlepszy z rozwiązań dotychczas rozpatrywanych. Jednakże w przypadkach, w których trudno jest ocenić wartość optymalną wskaźnika jakości, może tu grozić przerwanie optymalizacji przy wartościach wskaźnika znacznie odbiegających od optymalnej. Dlatego też często stosuje się metody mieszane, polegające na konstrukcji ciągu monotonicznie optymalizującego uzupełnione oceną odległości rozwiązania od rozwiązania optymalnego, wykorzystywaną jako test zatrzymania obliczeń.

Metody bezpośrednie i mieszane polegają na określeniu kierunku zmiany rozwiązania dopuszczalnego i poszukiwaniu optimum w tym kierunku. Dzielą się one na gradientowe, w których do określenia kierunku wykorzystuje się znajomość gradientu funkcji celu, oraz bezgradientowe – dla przypadków, w których wyznaczenie gradientu jest niemożliwe lub zbyt pracochłonne.

OPTYMALIZACJA SYSTEMÓW INŻYNIERII SANITARNEJ

Jednym z zagadnień Sieci i Instalacji Sanitarnych, które może podlegać optymalizacji jest wybór źródeł wody dla jednostek osadniczych położonych na obszarze określonego regionu wodno-gospodarczego. Podstawową czynnością jaką należy wykonać przed przystąpieniem do sformułowania matematycznego modelu tego problemu jest analiza wielkości i jakości dyspozycyjnych zasobów wody. Umożliwia ona określenie potencjalnych źródeł wody dla rozpatrywanej grupy jednostek osadniczych.
W ten sposób powstaje sytuacja, w której mamy do czynienia z grupą źródeł będących potencjalnymi dostawcami wody oraz grupą jednostek osadniczych będących potencjalnymi odbiorcami wody uzyskanej z tych źródeł. Obydwie te grupy tworzą podstawową strukturę grupowego systemu wodociągowego. W systemie tym woda surowa może być ujmowana z każdego spośród uprzednio określonych źródeł i po uzdatnieniu może być przesłana do poszczególnych odbiorców w ilościach odpowiadających ich zapotrzebowaniom. Do określenia modelu optymalizowanego systemu niezbędne jest wprowadzenie symboli określających poszczególne jego elementy:

U_i, - źródła wody (ujęcia), i = 1, 2, 3, ..., m,
M_j, - odbiorcy wody (jednostki osadnicze), j = 1, 2, 3, ..., n,
Q_i, - średnia dobowa wydajność i–tego ujęcia wody, [m^3/d]
Z_j, - średnie dobowe zapotrzebowanie na wodę j–tego odbiorcy [m^3/d],
x_{ij} – ilość wody stanowiąca część wydajności i–tego źródła pobierana do zaopatrzenia w wodę j–tego odbiorcy.

Wartości x_{ij} są niewiadomymi, stanowiącymi przedmiot decyzji projektanta systemu wodociągowego, czyli są to tzw. zmienne decyzyjne. Określają one średnią dobową ilość wody pobieraną ze źródła U_i dla pokrycia zapotrzebowania odbiorcy M_j
Zmienne decyzyjne x_{ij} muszą spełniać szereg warunków ograniczających, które gwarantują pokrycie zapotrzebowania na wodę, dla wszystkich odbiorców należących do danego systemu przy jednoczesnym nieprzekraczaniu wydajności poszczególnych źródeł.
Są to:

- całkowita ilość wody uzyskiwana przez poszczególnych odbiorców ze źródła U_i nie może przekraczać jego wydajności Q_i, tj:

$$\sum_{j=1}^{n} x_{ij} \le Q_i, \quad i = 1,2,...,m$$

- całkowita ilość wody uzyskiwana z poszczególnych źródeł przez odbiorcę M_j powinna pokryć jego zapotrzebowanie równe Z_j, tj:

$$\sum_{j=1}^{m} x_{ij} = Z_j, \quad j = 1,2,...,n$$

- ze względu na fakt, że zmienne decyzyjne x_{ij} określają ilości wody pobieranej z poszczególnych źródeł, ich wartości nie mogą być ujemne, stąd:

$$x_{ij} \geq 0$$

Dla rozpatrywanego problemu optymalizacyjnego wyboru źródeł wody, najbardziej odpowiednim będzie kryterium polegające na minimalizacji łącznych kosztów uzyskania wody przez wszystkie jednostki osadnicze, należące do rozpatrywanego systemu, przy jednoczesnym zagwarantowaniu pełnego pokrycia ich zapotrzebowania na wodę wodociągową o odpowiedniej jakości. Kryterium to jest oparte na zasadzie, że największą ekonomiczną efektywność uzyskuje się wtedy, gdy z góry określony efekt zostanie osiągnięty możliwie najmniejszym nakładem kosztów.
Całkowity koszt uzyskania wody K_{ij} można przedstawić w postaci funkcji zmiennej decyzyjnej x_{ij}, czyli:

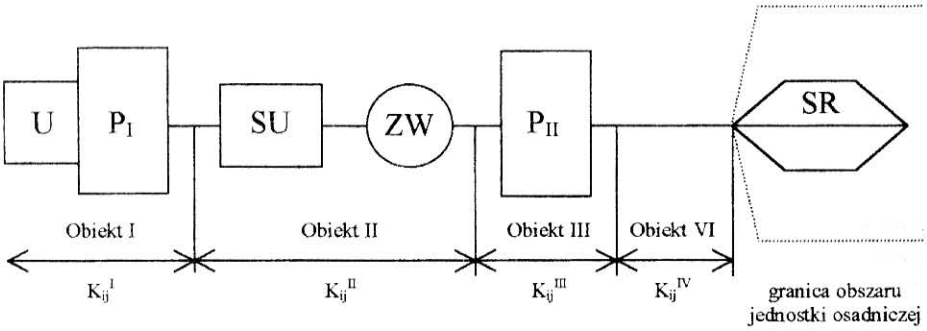
$$K_{ij} = f_{ij}(x_{ij})$$

Koszty K_{ij} obejmują koszty ujmowania, uzdatniania i magazynowania, podnoszenia oraz transportu wody. Wobec tego koszt całkowity uzyskania wody wodociągowej z i-tego źródła przez j-tą jednostkę osadniczą można przedstawić w postaci następującej sumy kosztów cząstkowych:

$$K_{ij} = K_{ij}^{I} + K_{ij}^{II} + K_{ij}^{III} + K_{ij}^{IV}$$

gdzie:
K_{ij} – koszt całkowity uzyskania wody wodociągowej ze źródła U_i przez odbiorcę M_j
K_{ij}^{I} – koszt ujmowania wody wodociągowej ze źródła U_i przez odbiorcę M_j
K_{ij}^{II} – koszt uzdatniania i magazynowania wody wodociągowej pochodzącej ze źródła U_i przez odbiorcę M_j
K_{ij}^{III} – koszt podnoszenia wody wodociągowej na trasie między źródłem U_i a odbiorcą M_j
K_{ij}^{IV} – koszt transportu wody ze źródła U_i do odbiorcy M_j

Zgodnie z przyjętym kryterium optymalizacyjnym największą efektywność grupowego systemu wodociągowego osiąga się dla minimum łącznych kosztów uzyskania wody przez wszystkich odbiorców należących do tego systemu.



Rysunek przedstawia schemat modelowanego wodociągu komunalnego, gdzie U – ujęcie, P_I – pompownia I stopnia, SU – stacja uzdatniania, ZW – zbiornik wody czystej, P_{II} pompownia II stopnia, SR – sieć rozdzielcza.
Po zsumowaniu wszystkich kosztów występujących w modelowanym systemie, łączny koszt uzyskania wody dla grupowego system wodociągowego można przedstawić w postaci podwójnej sumy:

$$K_G = \sum_{i=1}^{m} \sum_{j=1}^{n} K_{ij}$$

Tak przygotowany model matematyczny systemu zaopatrzenia w wodę należy teraz optymalizować wykorzystując jedną z dostępnych metod optymalizacyjnych.
Kolejnym zadaniem optymalizacyjnym w dziedzinie Sieci i Instalacji Sanitarnych może być opracowanie optymalnego systemu usuwania i unieszkodliwiania odpadów. System taki składa się z trzech podsystemów: systemu obsługi, czyli zbierania odpadów, systemu transportu oraz systemu unieszkodliwiania. Jego optymalizacja polegać będzie na poszukiwaniach rozmieszczenia punktów unieszkodliwiania w mieście lub regionie, określeniu ich mocy przerobowych oraz określeniu decyzji przewozowych dotyczących transportu zanieczyszczeń.
Unieszkodliwianie odpadów jest przedsięwzięciem ekonomicznie nieopłacalnym, głównymi źródłami kosztów są: transport odpadów z miejsca ich powstawania do miejsca utylizacji, transport produktów po utylizacji (np. transport kompostu do odbiorców, żużla, złomu, etc.), transport materiału do unieszkodliwiania (ziemia, torf, osady ściekowe, itp.). Jako główny efekt procesu unieszkodliwiania odpadów można wymienić podnoszenie stanu estetycznego i sanitarnego miasta lub regionu. Problem lokalizacji punktów unieszkodliwiania i utylizacji wymaga wielokryterialnej oceny. Można wyodrębnić następujące trzy kryteria, zawierające w swym składzie wiele kryteriów cząstkowych:
- kryterium higieniczno-sanitarne (ochrona powietrza, gleby, wody) prowadzące do wyłączenia terenów, na których nie wolno lokalizować wysypisk,
- kryterium estetyczne – powiązane z zasadami urbanistyki określającymi prawidłowość struktury miasta, żądające zachowania pasa ochronnego dla wysypisk,

- kryterium ekonomiczne – wskazujące na minimum kosztów transportu, wykorzystanie produktów przerobu odpadów w rolnictwie czy budownictwie, wykorzystanie wartości opałowej odpadów itp.

Dwa pierwsze z powyższych kryteriów są traktowane jako warunki ograniczające decyzje. Trzecie określa minimalizację kosztów przy spełnieniu określonych warunków ograniczających. Kryterium higieniczno-sanitarne jest tu najważniejsze. Sanitarna ochrona powietrza atmosferycznego, wód powierzchniowych i gleby jest jednym z najważniejszych zadań ochrony zdrowia ludności i ważną funkcją wyposażenia techniczno-sanitarnego miast i osiedli. Wymagania stawiane przez higienę w odniesieniu do nieczystości miejskich maja charakter sanitarno-epidemiologiczny i estetyczny. Dotyczą one nieczystości zarówno stałych jak i płynnych i są uzasadnione zagrożeniem zdrowotności, które istnieje przy wszelkich nieczystościach. Źle zlokalizowane punkty unieszkodliwiania są niejednokrotnie przyczyną deformacji struktury miasta i powodem niepotrzebnie ponoszonych dodatkowych dużych kosztów związanych z usunięciem skutków ewentualnych błędnych lokalizacji wysypisk śmieci.

Ekonomiczne aspekty problemu lokalizacji punktów unieszkodliwiania odpadów sprowadzają się przede wszystkim do zagadnień ekonomiki zakładów unieszkodliwiania oraz ekonomiki transportu.

Zagadnienie ekonomiki zakładów unieszkodliwiania jest bardzo złożone. Budowa i prowadzenie tych zakładów jest połączone ze znacznymi kosztami. Nie można oczekiwać większej dochodowości w tego rodzaju zakładach i z reguły istnieje konieczność dotowania ich działalności. Pośrednim efektem ekonomicznym jest podnoszenie stanu sanitarnego miasta, a efekty bezpośrednie, to dochód ze sprzedaży kompostu w kompostowniach, energii i żużla w spalarniach, a także ze sprzedaży odzyskanych surowców wtórnych.

Zagadnienie ekonomiki transportu sprowadza się do zagadnienia transportu odpadów z miejsc ich powstawania do punktów unieszkodliwiania oraz do problemu gromadzenia i zbierania odpadów, przejazdów z bazy do rejonu zbiórki i z powrotem do bazy , transportu produktów przeróbki odpadów, transportu materiałów do zakładów unieszkodliwiania etc. Zadanie optymalizacyjne polega na znalezienia takiego wariantu lokalizacji nowych punktów unieszkodliwiania i utylizacji, wielkości przerobu tych punktów, a także wielkości przerobu punktów istniejących (rozbudowa, pozostawienie na dotychczasowym poziomie, likwidacja), aby osiągnąć minimum kosztów obsługi w zakresie usuwania i unieszkodliwiania odpadów. W tym celu wprowadza się następujące oznaczenia:

i - miejsca powstawania odpadów określające rejony jednorodne, i = 1, 2, 3, ..., m;
j - punkty unieszkodliwiania odpadów, j = 1, 2, ..., n;
a_i - ilość odpadów w rozpatrywanym przedziale czasu i w i-tym rejonie zbiórki, [m^3/rok],
c_{ij} - łączne koszty jednostkowe związane z usuwaniem , unieszkodliwianiem i utylizacją odpadów, [w zł/m^3],
b_j - moc przerobowa punktów unieszkodliwiania i utylizacji, [m^3/rok],
x_{ij} – powiązania transportowe rejonów zbiórki i punktów unieszkodliwiania i utylizacji, czyli ilość jednostek odpadów transportowych z rejonu i-tego do punktu j-tego – jest to zmienna decyzyjna, [m^3/rok],

Parametr c_{ij} ujmuje koszty związane z całym procesem usuwania, unieszkodliwiania i utylizacji odpadów, począwszy od gromadzenia i transportu odpadów do punktów unieszkodliwiania i utylizacji, przez proces unieszkodliwiania i utylizacji, aż do transportu produktów przerobu do odbiorcy (kompostu, żużla, surowców wtórnych itp.). W kosztach ujmuje się również zyski z tytułu sprzedaży produktów przerobu surowców wtórnych, energii itp. Zadanie optymalizacyjne obejmuje więc:

- ilość odpadów transportowych z i-tego do j-tego miejsca jest równa bądź wieksza od zera,

$$x_{ij} \geq 0$$

- łączna ilość odpadów powstająca w i-tym miejscu jest w całości usuwana,

$$\sum_{j=1}^{n} x_{ij} = a_i$$

- moc przerobowa danego miejsca unieszkodliwiania musi być większa lub co najmniej równa ilości dostarczonych odpadów,

$$\sum_{j=1}^{n} x_{ij} < b_j$$

- dążyć trzeba do minimalizacji funkcji kosztów,

$$K = \sum_{i=1}^{m} \sum_{j=1}^{n} c_{ij} \cdot x_{ij} \rightarrow \min$$

SZTUCZNE SIECI NEURONOWE

Rozwiązywanie zadań optymalizacyjnych wiąże się niejednokrotnie z wykonaniem dużej liczby obliczeń numerycznych. Spowodowane jest to wysokim stopniem skomplikowania zadania oraz dużą liczbą kroków algorytmu, które należy wykonać. Ponieważ tradycyjne komputery są urządzeniami sekwencyjnymi (tzn. nie przetwarzają danych równolegle), to realizacja takich obliczeń może wiązać się z długim czasem pracy maszyny, a co za tym idzie wysokim kosztem przeprowadzenia optymalizacji zagadnienia. Jednym ze sposobów obniżenia tych kosztów jest zastosowanie innych metod obliczeniowych, np. sztucznych sieci neuronowych.

Sztuczne sieci neuronowe są wynikiem prac nad zrozumieniem budowy i zasad funkcjonowania mózgu. Przetwarzanie informacji w tego rodzaju strukturach, podobnie jak w ich biologicznym pierwowzorze, jest realizowane przez siatkę węzłów obliczeniowych (tzw. neuronów) i ich połączenia. Przy czym skala jest nieporównywalna, w ludz-

kim mózgu jest ok. 10^{11} neuronów i ok. 10^{14} połączeń między nimi, natomiast obecnie budowane sztuczne sieci neuronowe składają się kilkudziesięciu, najwyżej z kilkuset neuronów w warstwie. Z technicznego punktu widzenia sztuczny neuron jest elementem, którego właściwości odpowiadają własnościom neuronu biologicznego. Można go traktować jako przetwornik sygnałów, którego zasada działania polega na sumowaniu sygnałów wejściowych, pomnożonych przez odpowiednie współczynniki (tzw. wagi), a następnie na poddawaniu otrzymanej sumy działaniu funkcji aktywacji i wyznaczaniu na tej podstawie aktywności neuronu. Funkcja aktywacji może mieć różne postaci, najczęściej jest to funkcja skoku jednostkowego, sigmoidalna czy tangensoidalna.
Operacje wykonywane przez pojedynczy sztuczny neuron nie odzwierciedlają możliwości sztucznych sieci neuronowych. Dopiero połączenie ich w odpowiednią strukturę nadaje im cechy charakterystyczne dla biologicznych systemów neuronowych. Ogólnie można wyróżnić trzy rodzaje takich struktur:

- sieci jednokierunkowe, tzn. sieci o jednym kierunku przepływu sygnałów,
- sieci rekurencyjne, tzn. sieci ze sprzężeniem zwrotnym,
- sieci komórkowe.

Podstawową właściwością sieci neuronowych jest zdolność adaptacyjna (czyli zdolność uczenia się) umożliwiająca taki dobór jej parametrów, który pozwoli na dostosowanie działania sieci do rozwiązywania określonego problemu. Z technicznego punktu widzenia problem uczenia sieci polega na wyznaczeniu odpowiednich wartości współczynników wag połączeń między elementami przetwarzającymi, czyli neuronami. Techniki uczenia dzieli się na dwie grupy: uczenie nadzorowane (z nauczycielem) oraz uczenie nienadzorowane (bez nauczyciela).
Dopiero nauczona na reprezentatywnym zbiorze danych sieć może być wykorzystywana do rozwiązywania problemów, do których została zaprojektowana. Sztuczne sieci neuronowe doskonale nadają się do rozwiązywania zagadnień, w których zastosowanie klasycznych metod numerycznych jest mało efektywne lub wręcz niemożliwe. Decydują o tym m.in. takie cechy jak: zdolność do generalizacji (uogólniania danych), interpolacja i predykcja (określanie przyszłych zachowań się systemu na podstawie ciągu wartości z przeszłości), mała wrażliwość na błędy w zbiorach danych, zdolność do efektywnej pracy nawet po częściowym uszkodzeniu sieci, przetwarzanie równoległe i rozproszone (w realizacji sprzętowej). Ponadto sztuczne sieci neuronowe znakomicie sprawdzają się w zagadnieniach identyfikacji oraz wszędzie tam gdzie dane są niedokładnie określone czy wręcz rozmyte. Mimo, że komputery przewyższają zarówno biologiczne jak i sztuczne systemy neuronowe w zadaniach wymagających dokładnych i szybkich obliczeń arytmetycznych, to jednak sztuczne sieci neuronowe stanowią nową, bardzo obiecującą generację systemów przetwarzających informację.
Zdolność sieci neuronowych do wykonywania obliczeń równoległych oraz wynikająca stąd możliwość przetwarzania ogromnych ilości informacji powodują duże zainteresowanie ich zastosowaniem przy rozwiązywaniu czasochłonnych i złożonych problemów optymalizacyjnych. Stopień współbieżności obliczeń w sieciach neuronowych jest wielokrotnie większy niż w najnowocześniejszych systemach wieloprocesorowych. Daje to możliwość znacznego przyspieszenia obliczeń, zwłaszcza przy rozwiązywaniu zadań optymalizacji kombinatorycznej.

Obecnie istnieją dwa główne podejścia do zagadnienia neuronowej optymalizacji. Pierwsze, bardziej rozpowszechnione, polega na sprowadzeniu zadania optymalizacji do problemu minimalizacji funkcji energii rekurencyjnej sieci neuronowej, która jest w tym przypadku traktowana jako układ minimalizujący. Drugie podejście polega na zaprojektowaniu sieci konkurencyjnej, w której neurony rywalizują między sobą by stać się aktywnymi. Przykładem rekurencyjnej sieci neuronowej jest sieć Hopfielda, której działanie jest oparte na samorzutnej minimalizacji funkcji energii, co sugeruje potencjalną możliwość jej zastosowania przy rozwiązywaniu zadań optymalizacji.

Przy zastosowaniu sztucznych sieci neuronowych do rozwiązywania zadań optymalizacyjnych problem polega na odpowiednim przejściu od zadania minimalizacji funkcji celu problemu wyjściowego (z uwzględnieniem istniejących ograniczeń) do zagadnienia minimalizacji funkcji energii sieci neuronowej. Z taką transformacją wiążą się następujące kwestie:

- określenie takiego sposobu reprezentacji problemu przy użyciu sieci neuronowych, aby na podstawie końcowego stanu sieci (wartości wyjść elementów przetwarzających) możliwe było określenie rozwiązania oryginalnego problemu.,
- określenie funkcji energii w taki sposób, aby jej minimum odpowiadało optymalnemu rozwiązaniu problemu wyjściowego,
- określenie wartości wag połączeń sieci oraz pobudzeń zewnętrznych poszczególnych elementów przetwarzających,
- określenie postaci równań dynamiki poszczególnych elementów w sposób zapewniający zmniejszenie wartości funkcji energii w procesie ewolucji całej sieci,
- określenie wartości początkowych wejść poszczególnych elementów (determinują one końcowy stabilny stan sieci),

W problemach optymalizacji kombinatorycznej funkcję energii najczęściej wybiera się postaci:

$$E = \sum_j A_j \cdot (\text{"}\textit{miara naruszenia } j-\textit{tego ograniczenia}) + B \cdot (\text{"}\textit{funkcja celu problemu wyjsciowego})$$

przy czym A i B > 0 są parametrami (współczynnikami wagowymi). Poprzez minimalizację funkcji energii staramy się równocześnie zminimalizować wyjściową funkcję celu oraz zmaksymalizować stopień spełnienia ograniczeń. Końcowy rezultat zależy w dużym stopniu od właściwego wyboru parametrów A_j oraz B (niestety, często jedynym sposobem takiego wyboru pozostaje metoda prób i błędów).

W zagadnieniach Sieci i Instalacji Sanitarnych sztuczne sieci neuronowe mogą optymalizować wszelkiego rodzaju zadania transportowe, np. przy wykorzystaniu sieci Hopfielda rozwiązującej problemy optymalizacyjne zbliżone do „problemu komiwojażera". W przypadku optymalizacji systemu zaopatrzenia w wodę można z funkcji celu przejść na funkcję energii sieci rekurencyjnej i przy jej pomocy znaleźć szukane ekstremum funkcji.

WNIOSKI

Metody matematycznego modelowania, symulacji i optymalizacji zagadnień sieci i instalacji sanitarnych są obecnie często stosowane, co przy wykorzystaniu komputerów daje możliwości ich lepszego projektowania i bardziej ekonomicznego eksploatowania. Rozwijanie istniejących metod i opracowywanie nowych, jest ważnym etapem rozwoju tej dziedziny Inżynierii Sanitarnej. Szybki rozwój komputerów, duża ich dostępność i względnie niskie ceny umożliwiają wykorzystanie metod, które do tej pory nie były stosowane ze względu na duży stopień skomplikowania oraz czasochłonność koniecznych do wykonania obliczeń. W tym kontekście wydaje się, że rozwiązywanie problemów optymalizacyjnych w systemach sieci i instalacji sanitarnych będzie się wiązało ze znajomością obsługi podstawowych programów komputerowych, oraz w przypadku bardziej skomplikowanych zagadnień, ze znajomością zasad programowania. Ponieważ, w wielu przypadkach klasyczne metody informatyczne są niewystarczające lub nieoptymalne, istnieje konieczność stosowania innych, nowych technik rozwiązywania problemów optymalizacyjnych, np. metod sztucznej inteligencji, w tym sztucznych sieci neuronowych, systemów ekspertowych, czy opartych na sztucznych sieciach neuronowych systemów wspomagania decyzji. Można przypuszczać, iż popularność oraz mnogość metod neuronowej optymalizacji znajdzie swoje odzwierciedlenie w zastosowaniu ich do optymalizacji zagadnień Inżynierii Środowiska.

LITERATURA

[1] BIEDUGNIS S., Miłaszewski R.: *Metody optymalizacyjne w wodociągach i kanalizacji*, PWN, 1993
[2] FINDEISEN W., Szymanowski J., Wierzbicki Andrzej: *Teoria i metody obliczeniowe optymalizacji*, PWN, 1980
[3] GOLIŃSKI J.: *Metody optymalizacyjne w projektowaniu technicznym*, WNT, 1974
[4] GABRYSZEWSKI T.: *Wodociągi*, ARKADY, 1983
[5] LUENBERGER D.: *Teoria optymalizacji*, PWN, 1974
[6] OSOWSKI S.: *Sieci neuronowe w ujęciu algorytmicznym*, WNT 1996
[7] ROMAN M. i in.: *Wodociągi i Kanalizacja. Poradnik*, ARKADY, 1991
[8] ŻURADA J., Barski M., Jędruch W.: *Sztuczne sieci neuronowe*, PWN, 1996

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116
NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Andrzej JĘDRCZAK, Tadeusz BUTRYMOWICZ, Andrzej KOWALCZYK*

SKŁADOWISKA ODPADÓW W WOJEWÓDZTWIE ZIELONOGÓRSKIM

Streszczenie

W okresie od lipca do połowy września 1998 roku przeprowadzono inwentaryzację składowisk odpadów zestarzałych i „dzikich" wysypisk na terenie województwa zielonogórskiego, w oparciu o wywiad środowiskowy oraz wizje lokalne wskazanych miejsc. Rozpoznano i zebrano informacje o 187 obiektach, które nie znajdują się na żadnej z dostępnych list ewidencjonujących miejsca składowania odpadów na terenie województwa zielonogórskiego. Składowiska zajmują powierzchnię około 60 ha i gromadzą ponad 1787 tys. m^3 odpadów.

1. WSTĘP

Od początku swojego istnienia człowiek systematycznie zakłócał naturalny obieg materii. Bez ograniczeń eksploatował zasoby naturalne, przetwarzając je w coraz większą ilość produktów, które w coraz krótszym czasie opuszczały ogólny obieg surowcowy i były, w sposób absolutnie niefrasobliwy, usuwane do gleby. Efektem tej niefrasobliwości są, potencjalnie groźne obecnie i w przyszłości, lokalizacje starych odpadów.

Składowiska tworzono w miejscach ustronnych, często w niewielkiej odległości od zabudowań i zagospodarowanego terenu. Najczęściej na składowiska wybierano jakiekolwiek naturalne zagłębienie terenowe czy wyrobisko, i wówczas, prawie bez zahamowań, wypełniano je odpadami. Jeszcze 30 – 40 lat temu uważano, że odpady składowane na składowiskach (czyli na gruncie lub w gruncie), to „naturalny" element środowiska glebowego. Jeżeli po określonym czasie eksploatacji takiego składowiska wierzchowina odpadów została zniwelowana i pokryta warstwą gruntu, użytkownicy chcieli o nim, i o złożonych tam odpadach, jak najszybciej zapomnieć (Kempa 1987, 1989).

* dr hab. inż. Andrzej Jędrczak, mgr inż. Tadeusz Butrymowicz, Andrzej Kowalczyk - Zakład Technologii Wody Ścieków i Odpadów, Politechnika Zielonogórska

"Stare" i zapomniane składowiska odpadów odkrywamy ex post, po wielu latach, na przykład podczas prac geologicznych i próbnych pompowaniach wód. Nieodkryte, nadal są niebezpieczne tym bardziej, że działają skrycie. Groźne są przede wszystkim te składowiska, na których składowano odpady niebezpieczne i przemysłowe, o bardzo specyficznym i często refrakcyjnym charakterze, zachowujące właściwości toksyczne przez dziesiątki lat. Zwykłe odpady domowe leżące w gruncie już od dziesięcioleci, przeszły przez naturalne i wielorakie procesy przemian biochemicznych i zatraciły już swoje toksyczne właściwości (Kempa 1989).

Ustalenie liczby zapomnianych wysypisk odpadów nie jest łatwe. W ujęciu makroskopowym lokalizacje wysypisk, na których odpady zostały pokryte gruntem stwierdza się poprzez:

- fotografie lotnicze, w zakresie podczerwieni, które wskazują na inną termikę terenów ze starymi odpadami,
- usychanie drzew, rosnących na powierzchni zrekultywowanych wysypisk przez kilka lat, których korzenie dotarły do beztlenowej i metanowej strefy gruntu,
- ucieczkę metanu ze starych wysypisk, co było już przyczyną groźnych w skutkach wybuchów i pożarów.

Bardzo dobre wyniki daje badanie wód podziemnych i wyciągów z gleb, obejmujące oznaczenia wskaźników odpadów stałych, do których zalicza się według Kerndorffa (za Kempą 1989):

- bor, najbardziej charakterystyczny wskaźnik dla odpadów pochodzenia domowego,
- siarczany, typowy wskaźnik dla gruzu i odpadów mineralnych z budownictwa,
- AOX, czyli organiczne chlorowcopochodne absorbowalne na węglu aktywnym, indykator odpadów pochodzenia przemysłowego, szczególnie przemysłu chemicznego.

Wymienione wyżej techniki są trudne i kosztowne. Przy wstępnym rozpoznaniu i inwentaryzacji składowisk odpadów zestarzałych i „dzikich" wysypisk najbardziej korzystny i pomocny jest wywiad środowiskowy oraz wizje lokalne wskazanych obiektów. Te dwie techniki były podstawą przeprowadzonej przez Instytut Inżynierii Środowiska, na zlecenie Wydziału Ochrony Środowiska UW w Zielonej Górze, „inwentaryzacji nielegalnych wysypisk" na terenie województwa zielonogórskiego.

Inwentaryzacja dzikich i starych wysypisk stanowi podstawę do:

- prawidłowego zagospodarowanie „skażonych" terenów, ich rekultywacji i sanacji,
- planowania przedsięwzięć inwestycyjnych w miejscach, w których nie dojdzie do występowania niepotrzebnych konfliktów lokalizacyjnych typu „stare składowisko - ujęcie wody".

2. OPIS TERENU

Województwo zielonogórskie leży w centralnym obszarze doliny Odry. Sąsiaduje z województwami poznańskim, leszczyńskim, legnickim, jeleniogórskim i gorzowskim. Na zachodzie, poprzez rzeki Odrę i Nysę Łużycką, graniczy z dwoma niemieckimi

landami Saksonią i Brandenburgią. „Zielonogórskie" należy do największych województw w Polsce, zajmuje prawie 9 tys. km^2 i podzielone jest na 57 gmin.
„Zielonogórskie" jest województwem średniouprzemysłowionym. Dominuje przemysł spożywczy, elektromaszynowy i drzewny. Ponad 48% powierzchni województwa stanowią lasy (428 tys. ha). Główne obszary leśne zlokalizowane są w północno-zachodniej zachodniej części województwa. W woj. zielonogórskim znajduje się 208 jezior o powierzchni powyżej 1 ha. Łączna powierzchnia wód stojących wynosi około 87 km^2 (Król 1998).

3. METODY

Inwentaryzację składowisk odpadów zestarzałych i „dzikich" wysypisk przeprowadzono w oparciu o wywiad środowiskowy oraz wizje lokalne wskazanych miejsc. W okresie od lipca do połowy września dokonano:

- przeglądu materiałów archiwalnych w Urzędach Gmin, Zakładach zajmujących się gromadzeniem i wywozem odpadów, Nadleśnictwach i innych Urzędach Administracji Państwowej i Samorządowej,
- wywiadów z mieszkańcami miast i wsi, którzy z racji sędziwego wieku lub pełnionych funkcji mogli udzielić informacji o miejscach składowania odpadów,
- wizji miejsc rozpoznanych składowisk oraz zebrania informacji o ich wielkości, rodzaju i ilości nagromadzonych odpadów, sposobu zamknięcia składowiska i zagospodarowania terenów sąsiednich.

Analizą objęto całe województwo, docierając praktycznie do wszystkich miast i wsi województwa. Pokonano samochodem ponad 20000 km, aby dojechać do wskazanych w wywiadach 258 miejsc składowania odpadów. Opracowano ankiety dla obiektów o powierzchni powyżej 100 m^2.

4. LICZBA I LOKALIZACJA SKŁADOWISK

4.1. Składowiska zinwentaryzowane

Wykazy i listy składowisk udostępnione przez Wydział Ochrony Środowiska UW w Zielonej Górze („Wysypiska nieczystości stałych", „Lista wysypisk ustalona w oparciu o rozpoznanie lotnicze", materiały nie publikowane) oraz dane opublikowane przez WIOŚ w Zielonej Górze („Informacja o stanie środowiska na terenie województwa zielonogórskiego w latach 1995-1996"), zawierają informacje o 272 składowiskach odpadów na terenie województwa.
29 obiektów to duże składowiska komunalne i gminne, o łącznej powierzchni 82,83 ha (stan na 31.12.1996 r.). W 1996 r. zdeponowano na nich 789,8 tys. m^3 (181,6 tys. ton) stałych oraz 68,5 tys. m^3 (75,35 tys. ton) płynnych odpadów komunalnych. Stan formalno-prawny składowisk przestawia się następująco:

- 16 wysypisk posiada decyzje wydane w trybie przepisów prawa budowlanego przez nadzór urbanistyczno-budowlany,
- 4 wysypiska - decyzje na rekultywację wydane przez organ gminy,
- 5 wysypisk - decyzje o zakończeniu eksploatacji wysypiska wydane przez Wojewodę Zielonogórskiego,
- 4 wysypiska nie mają uregulowanej strony formalno-prawnej

Odpady komunalne z terenów wiejskich składowane są w wiejskich punktach gromadzenia odpadów i na składowiskach wiejskich. Aktualnie eksploatowanych jest 201 składowisk wiejskich. W 1996 r. złożono na nich ok. 20 tys. m^3 (4,6 tys. ton) odpadów (dane szacunkowe). Jedynie ok. 40 % składowisk posiada uregulowaną stronę formalnoprawną. Są to obiekty bez stałego nadzoru, nie posiadają uszczelnionej misy i porządkowane są okresowo. Można domnieć, ze wśród składowanych tam odpadów stałych są płynne oraz przemysłowe, w tym niebezpieczne.

W 1996 r., w wyniku prowadzonej działalności przemysłowej powstało ok. 841 tys. ton odpadów. Z tej ilości 746 tys. ton odpadów wykorzystano gospodarczo (88,7%), 0,3 tys. ton unieszkodliwiono, zaś pozostałą ilość zdeponowano na wysypiskach przemysłowych bądź komunalnych. W województwie zielonogórskim eksploatowanych jest 6 składowisk przemysłowych i 2 składowiska odpadów budowlanych, o łącznej powierzchni 24 ha. Wszystkie składowiska posiadają uregulowaną stronę formalnoprawną. Prowadzone są działania, mające na celu uruchomienie 2 nowych składowisk dla Lubuskich Zakładów Garbarskich w Lesznie Górnym oraz Dolnośląskich Zakładów Odlewniczych w Szprotawie.

Rozpoznanie lotnicze, przeprowadzane na zlecenie Wydziału Ochrony Środowiska UW w Zielonej Górze, doprowadziło do ustalenia lokalizacji kolejnych 36 składowisk, o których wcześniej nie wiedziano.

4.2. Składowiska rozpoznane

W wyniku przeprowadzonej inwentaryzacji rozpoznano i zebrano informacje o 187 obiektach, które nie znajdują się na żadnej z dostępnych list ewidencjonujących miejsca składowania odpadów na terenie województwa zielonogórskiego.

Lokalizacje rozpoznanych obiektów oraz wysypisk znajdujących się na „Listach" UW w Zielonej Górze przedstawiono, na rys. 1. W tabeli 1 zamieszczono liczby rozpoznanych wysypisk w poszczególnych gminach, ich powierzchnie oraz ilości nagromadzonych odpadów.

Łączna powierzchnia rozpoznanych wysypisk wynosi około 60 ha, a ilość nagromadzonych tam odpadów oszacowano na około 1,8 mln m^3. Dominowały małe, wiejskie składowiska odpadów komunalnych, usytuowane w lasach przy wsiach (125 obiektów). 40 składowisk położonych było wśród pól uprawnych (38) i łąk (2), 16 w pobliżu budowanych nowych osiedli mieszkaniowych (składowiska odpadów budowlanych), a pozostałe 6 zajmowało cześć terenu wyrobisk po eksploatacji kruszyw. Na sześciu składowiskach, poza odpadami komunalnymi, składowane były w dużych ilościach odpady przemysłowe. Jeden obiekt zakwalifikowano do składowisk odpadów niebezpiecznych (Mirostowice Dolne, smoła pogazowa).

160 wysypisk ma powierzchnię mniejszą niż 0,5 ha (w tym 75 - od 0,01 do 0,1 ha i 85 - od 0,1 do 0,5 ha), 18 - od 0,5 do 1,0 ha, a tylko 9 zajmowało powierzchnię większą niż 1 ha. Na 131 składowiskach ilość nagromadzonych odpadów nie przekraczała 5000 m^3, na 22 mieściła się w granicach od 5000 do 10000 m^3, a na 34 była wyższa niż 10000 m^3.

Ponad połowa składowisk usytuowana jest w odległości mniejszej niż 500 m od zabudowań mieszkalnych, w tym: 22 - < 100 m, 75 - od 100 do 500 m, zaś 49 w odległości od 500 do 1000 m (tabela 2). 22 składowiska usytuowane są w odległości mniejszej niż 100 m od ujęć wód podziemnych (4 od ujęć zbiorczych i 18 od studni indywidualnych). W pobliżu jezior i stawów (< 100 m) usytuowanych jest 8 obiektów, a w pobliżu rzek i strumieni 25.

- wysypiska nielegalne zlokalizowane w ramach inwentaryzacji
- wysypiska z list UW ("Wysypiska nieczystości stałych", "Lista wysypisk ustalona w oparciu o rozpoznanie lotnicze")

Rys. 1 *Lokalizacja składowisk na terenie województwa zielonogórskiego*

TABELA 1

Ilość odpadów na składowiskach „dzikich" woj. zielonogórskiego

Gmina	Liczba wysypisk	Powierzchnia, ha	Objętość nagr. odpadów, m^3
Babimost	4	1,416	74700
Bobrowice	6	1,67	25050
Bojadła	2	0,08	1700
Brody	1	0,20	6000
Bytnica	6	1,90	22600
Bytom Odrz.	1	0,015	450
Cybinka	3	0,46	3800
Czerwieńsk	4	0,44	7200
Dąbie	6	1,85	23700
Gubin	12	2,32	35160
Iłowa	1	0,01	200
Kargowa	4	1,11	33250
Kolsko	2	0,27	2740
Kożuchów	6	2,165	43750
Krosno Odrz.	2	0,45	2250
Łagów	6	7,35	36450
Lipinki Łuż.	2	0,14	11600
Lubrza	1	0,15	1800
Lubsko	2	0,045	600
Małomice	5	0,83	12400
Maszewo	4	2,43	16100
Niegosławice	4	0,174	2510
Nowa Sól	4	0,51	8700
Nowe Miasteczko	3	0,14	4400
Nowogród Bobrz.	5	0,10	2075
Otyń	1	0,015	300
Przewóz	1	0,12	4200
Siedlec	8	2,77	60750
Sława	3	0,445	14100
Sulechów	7	1,25	12950
Świebodzin	12	3,8	37700
Szczaniec	4	0,455	12700
Szprotawa	2	0,85	12750
Torzym	8	4,05	22050
Trzebiechów	1	0,12	1200
Trzebiel	1	0,01	200
Tuplice	2	8,06	402100
Wolsztyn	4	1,96	253500
Wymiarki	1	0,01	150
Zabór	1	0,15	3000
Żary	10	3,813	339250
Zbąszyń	10	2,458	129513
Zbąszynek	11	3,195	99530
Zielona Góra	4	0,15	2000
Suma	187	59,906	1787128

TABELA 2

Lokalizacja składowisk w odniesieniu do wybranych elementów środowiska

Elementy środowiska	Liczba składowisk położonych, w odniesieniu do wybranych elementów środowiska, w odległości			
	0 - 100 m	100 - 500 m	500 – 1000m	> 1000 m
Ujęcia wód podziemnych – zbiorcze	4	6	12	165
Studnie indywidualne	18	56	32	81
Jeziora i stawy	8	10	16	153
Rzeki i strumienie	25	27	14	121
Zabudowania mieszkalne	22	75	49	41

Rozpoznane składowiska nie są równomiernie rozmieszczone na terenie województwa. Najwięcej "dzikich" składowisk napotkano w gminach Gubin, Świebodzin, Żary, Zbąszyn i Zbąszynek. W 7 gminach nie odkryto nieznanych wcześniej wysypisk o powierzchni większej niż 0,01 ha, zaś na obszarze 9 gmin napotkano tylko 1 obiekt.
W wielu gminach podjęto aktywne działania zmierzające do likwidacji skutków niefrasobliwej gospodarki odpadami w minionych latach. Stare, nieczynne składowiska są rekultywowane, zaś nadal eksploatowane składowiska małe lub stwarzające zagrożenie, zamykane. Bardzo zła sytuacja istnieje w rejonie przygranicznym. Pobocza dróg dojazdowych do głównych przejść granicznych województwa są jednym wielkim śmietniskiem.

5. WNIOSKI

1. Dokonano rozpoznania i inwentaryzacji 187 starych, nieczynnych lub nadal eksploatowanych wysypisk i terenów zanieczyszczonych odpadami, o powierzchni hałdy odpadów większej niż 0,01 ha.
2. Decyzję UW w Zielonej Górze, o przeprowadzeniu inwentaryzacji starych, nieczynnych wysypisk i lokalizacji terenów zanieczyszczonych, należy uznać nie tylko za celową, ale wręcz konieczną, właśnie teraz, gdy żyją jeszcze osoby, które pamiętają nieczynne obecnie składowiska i zakłady przemysłowe. Stare obiekty i małe wiejskie składowiska nie posiadają dokumentacji lokalizacyjnej. Po zaprzestaniu eksploatacji takich wysypisk oraz ewentualnym zamknięciu i nasadzeniu na ich terenie drzew lub po naturalnym ich zarośnięciu, trudno się będzie w przyszłości nawet domyślać, że pod ziemią zalegają nadal niebezpieczne dla środowiska odpady komunalne czy przemysłowe.

6. LITERATURA.

[1] KRÓL E.S.: *Województwa gorzowskie i zielonogórskie*. Nasza Przyroda, Liga Ochrony Przyrody, Warszawa, 1990.

[2] KEMPA E.S.: *Stare odpady w środowisku Europy Wschodniej*. Mat. VIII Seminarium PZITS „Odpady niebezpieczne i zastarzałe". Uniwersytet Stuttgart, 1987, s 6-13.

[3] KEMPA E.S.: *Problem starych odpadów*. Mat konf. IV Polski Kongres Oczyszczania Miast. Szczecin, 1989, s. 53-69.

[4] Informacja o stanie środowiska na terenie województwa zielonogórskiego w latach 1995-1996, WIOŚ, Zielona Góra 1997.

[5] Materiały Urzędu Wojewódzkiego w Zielonej Górze: „Wysypiska nieczystości stałych", „Lista wysypisk ustalona w oparciu o rozpoznanie lotnicze", (materiały nie publikowane).

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116

NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Marzena NADOLNA*

NAJCZĘŚCIEJ STOSOWANE SPOSOBY REGULACJI WYDAJNOSCI WENTYLATOROW

S t r e s z c z e n i e

Zaprezentowano najczęściej stosowane sposoby regulacji wydajności wentylatorów. Omówiono zależności mocy względnej od wydajności względnej dla różnych sposobów regulacji wentylatorów oraz wpływ regulacji na pracę instalacji. Wykazano, że zastosowanie zmiennych wydajności wentylatorów dostosowywanych do aktualnych procesów pracy przynosi znaczne oszczędności energetyczne.

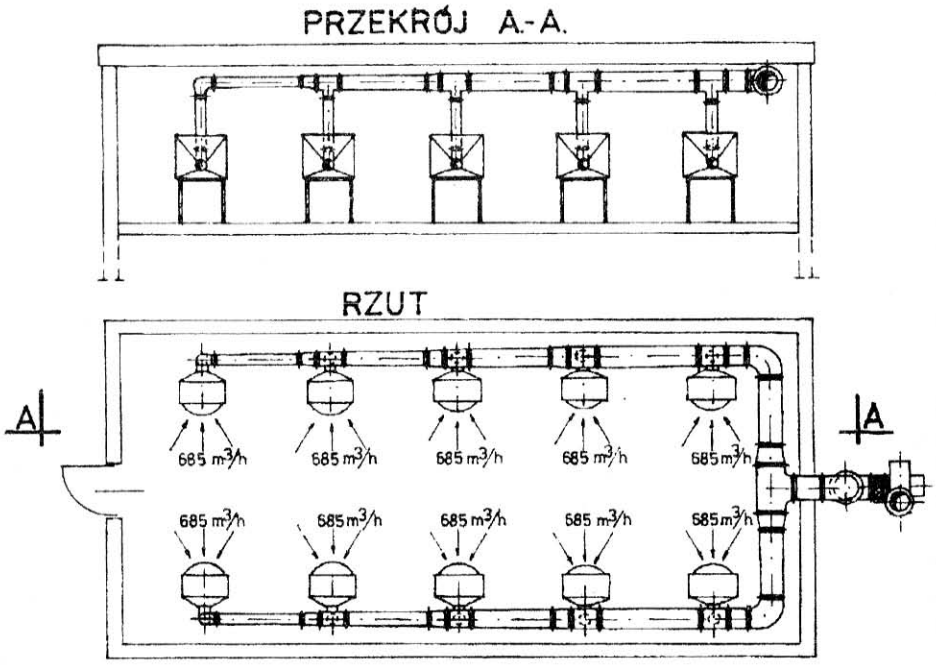
Prowadzone badania nad układami wentylacyjnymi i transportu pneumatycznego [4 W.Uździcki, 1989] pokazują, że najbardziej aktualnym kierunkiem w jakim prowadzi się badania nad zmniejszeniem energochłonności, jest dostosowanie pracy instalacji wentylacyjnej do aktualnych warunków panujących w pomieszczeniach. Układy wentylacyjne w których ilość powietrza wentylującego ulega zmianie dopasowując się do aktualnych potrzeb nazywamy urządzeniami o zmiennym przepływie objętości powietrza w skrócie ZPO. Urządzenia ZPO znalazły szerokie zastosowanie w wentylacji biur, dużych sal, restauracji, kawiarni, kin, sal konferencyjnych, hoteli itp., czyli wszędzie tam gdzie objętość powietrza wentylującego zmienia się w zależności od warunków panujących w pomieszczeniach.

Zasadę działania urządzeń ZPO można przedstawić na przykładzie rozwiązania układu wentylacyjnego lakierni. W rozpatrywanym modelu, w pomieszczeniu lakierni znajduje się 10 stanowisk (stołów obrotowych). Każde stanowisko posiada odciąg wentylacyjny w postaci odwróconego okapu obudowującego stanowisko z czterech stron. Lakierowane przedmioty ustawiane są na stołach obrotowych i pistoletami pneumatycznymi lakierowane są lakierami nitrocelulozowymi, szybkoschnącymi. Ilość odciąganego powietrza zależy od składu chemicznego oraz od ilości zużywanego lakieru. Prawidłowo działająca instalacja wentylacyjna powinna utrzymać w pomieszczeniu i na stanowiskach pracy stężenie czynników szkodliwych niższe od dopuszczalnego, gwarantujące bezpieczną pracę ludzi. Gdy pracują wszystkie stanowiska lakiernicze maksymalna ilość powietrza wywiewanego wynosi 1,9 m^3/s. Wentylator i kanały wentylacyjne dobrano na maksymalną wydajność. Odciąganie powietrza znad niepracujących stanowisk jest niecelowe i przynoszące znaczne koszty.

---

* mgr inż. Marzena Nadolna - Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych, Politechnika Zielonogórska

Na kanale wywiewnym, przed każdym stanowiskiem lakierniczym zamontowano zasuwę odcinającą. W przypadku gdy któreś ze stanowisk nie pracuje zasuwa jest zamknięta. Wraz ze zmniejszeniem ilości pracujących stanowisk wymagana ilość wywiewanego powietrza ulega zmniejszeniu. Regulację strumienia objętości wentylatora można wykonać ręcznie lub automatycznie, wykorzystując regulator różnicy ciśnień. W pewnym miejscu przewodu wywiewnego utrzymywane jest za pomocą regulatora z czujnikiem stałe ciśnienie. Jeśli łączny strumień objętości powietrza wywiewanego z poszczególnych stanowisk lakierniczych zaczyna się zmieniać powstaję odchylenie regulacji, a wówczas regulator odpowiednio redukuje lub zwiększa wydajność wentylatora.
Maksymalna ilość powietrza nawiewanego wynosi 1,71 m^3/s, w pomieszczeniu będzie panowało podciśnienie uniemożliwiające rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń. Działanie wentylatorów wywiewnego i nawiewnego są wzajemnie zależne. W przypadku gdy zmniejsza się wydajność wentylatora wywiewnego odpowiednio zmniejsza się wydajność wentylatora nawiewnego - utrzymując w pomieszczeni stałe podciśnienie.

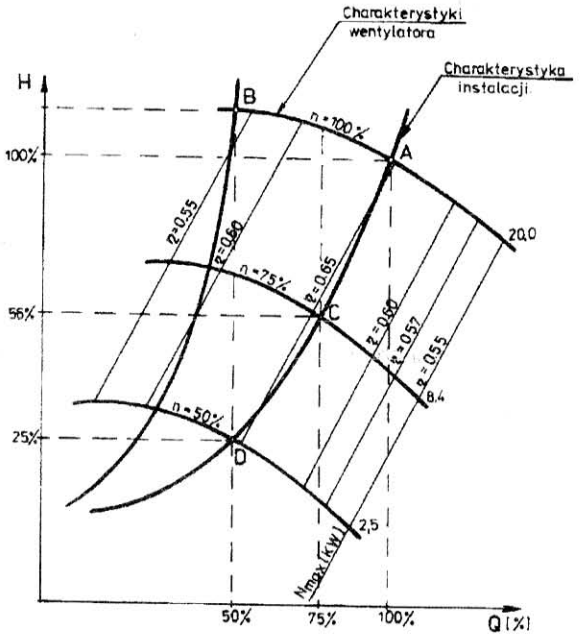


Rys. 1 *Model instalacji wentylacji wywiewnej w pomieszczeniu lakierni*

Najczęściej stosuje się następujące metody regulacji wydajności wentylatorów:
- przez dławienie przepływu,
- przez zmianę prędkości obrotowej.
- przez zmianę kąta nachylenia łopatek wirnika.

Regulacja przez dławienie jest metodą energochłonną i polega na zmianie stopnia

otwarcia przepustnicy. Dławienie może się odbywać w przewodzie tłocznym lub ssawnym. Przy tej metodzie wentylator pracuje ze stałą prędkością obrotową nawet przy zmniejszeniu wydajności instalacji o 50 % stwierdzić można tylko niewielkie zmniejszenie mocy.



Rys. 2 *Charakterystyki układu wentylatora*

Na rys.2 przedstawiono charakterystyki wentylatora dla różnych prędkości obrotowych oraz charakterystykę instalacji. Przy bezpośrednim zasilaniu z sieci wentylator pracuje ze stałą prędkością obrotową. Przy regulacji przepustnicą punkt pracy przesunie się wzdłuż charakterystyki wentylatora od punktu A do punktu B. Przy regulacji dławieniem, prędkość obrotowa wentylatora nie ulega zmianie, część mocy tracona jest w samym wentylatorze i na przepustnicy. Uzyskanie zmiany objętości przepływu odbywa się kosztem sztucznej zmiany charakterystyki instalacji.

Najczęściej wentylatory dobiera się tak, aby przy prędkości znamionowej pracowały w pobliżu maksymalnej sprawności. Podczas dławienia przepływu punkt pracy ulega zmianie, sprawność wentylatora maleje, co powoduje że duża część energii elektrycznej pobierana przez wentylator jest tracona na pokrycie zwiększonych oporów.

Bardziej korzystną i ekonomiczniejszą metodą regulacji wydajności wentylatora jest regulacja, dzięki zmianie prędkości obrotowej. Regulacja ta jest możliwa dzięki zastosowaniu statycznej przetwornicy częstotliwości umożliwiającej zmianę częstotliwości i napięcia na wejściu do przetwornicy.

Na rys.2 przedstawiono trzy punkty pracy wentylatora:

- dla wydajności 100 % - punkt A
- dla wydajności 75 % - punkt C
- dla wydajności 50 % - punkt D

Zmieniając prędkość obrotową wentylatora, przechodzi się na wykresie do coraz niżej położonych charakterystyk. Zmniejszenie przepływu odbywa się bez zmiany charakterystyki instalacji. Wraz ze zmniejszaniem się prędkości nieznacznie spada sprawność. Parametry wentylatora i przebieg jego charakterystyk przy różnych prędkościach obrotowych można określić posługując się wzorami:

$$\frac{Q}{Q_0} = \frac{n}{n_0} \tag{1}$$

$$\frac{H}{H_0} = \left(\frac{n}{n_0}\right)^2 \tag{2}$$

Praca wentylatora przy prędkości obrotowej n_o odbywa się ze sprawnością $\eta_o \sim \bar{\eta}$ wobec tego:

$$\frac{N}{N_0} = \left(\frac{n}{n_0}\right)^3 \tag{3}$$

gdzie:

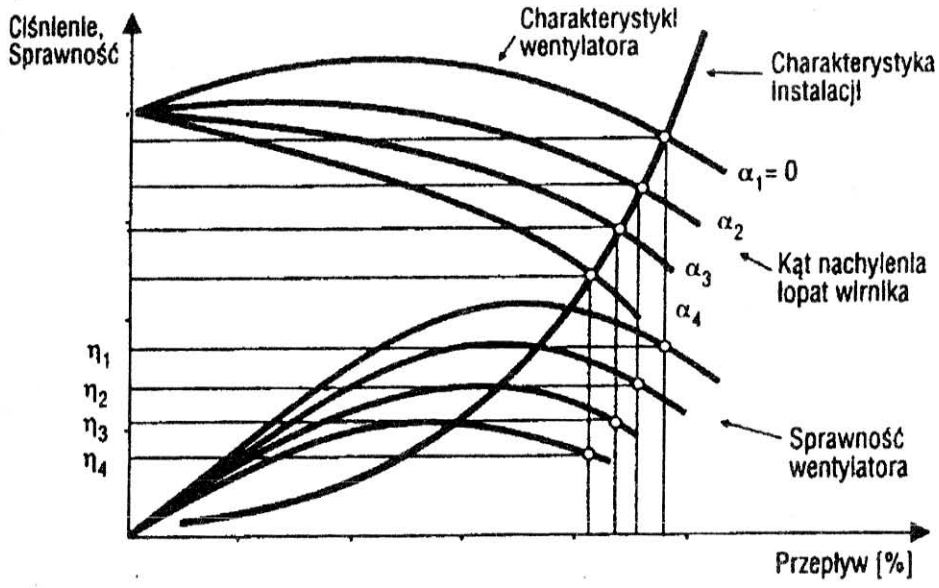
Q - wydajność wentylatora,
H - spręż wentylatora,
N - moc pobierana,
n - prędkość obrotowa.
indeks „o" odnosi się do warunków znamionowych

Teoretyczne zużycie energii przy zmniejszeniu wydajności wentylatora o 50% można obliczyć ze wzoru:

$$\frac{N}{N_0} = \left(\frac{n}{n_0}\right)^3 = \left(\frac{1}{2}\right)^3 = 0{,}125 \tag{4}$$

Teoretyczna moc pobierana przez wentylator pracujący z wydajnością 50 % wyniesie zaledwie 12,5 % mocy znamionowej. Po uwzględnieniu sprawności wentylatora, silnika oraz przetwornicy wynik byłby rzędu 20 % mocy znamionowej [3. Ptaszyński Envirotech Poznań]

Budując układ automatycznej regulacji przepływu, w którym wydajność wentylatora będzie dostosowana do aktualnego zapotrzebowania można uzyskać znaczne oszczędności energetyczne.

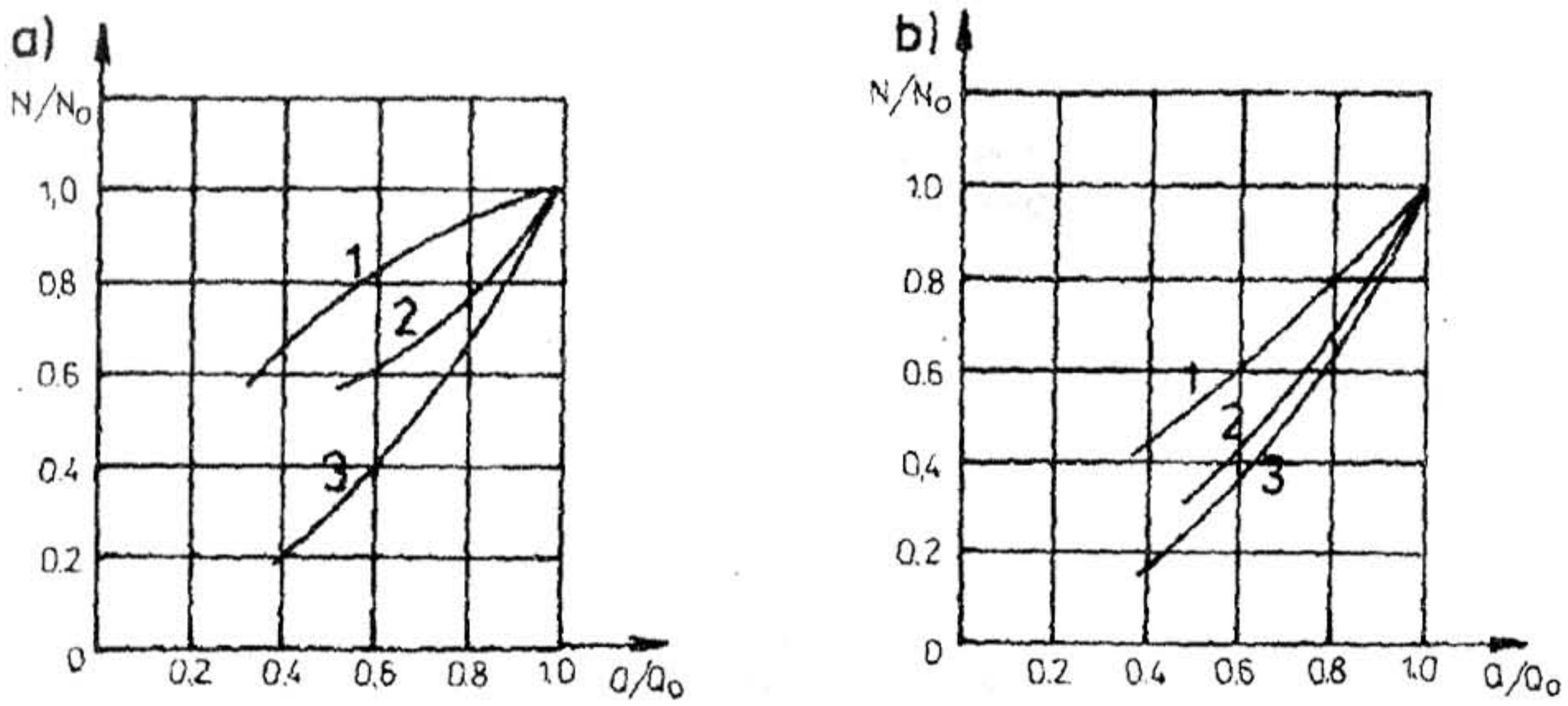


Rys. 3 *Charakterystyka pracy układu wentylacyjnego przy regulacji wydajności wentylatora aparatem kierowniczym*

Trzecią metodą regulacji wydajności wentylatora jest regulacja, dzięki zmianie kąta nachylenia łopatek wirnika, za pomocą tzw. aparatów kierowniczych. Regulację wydajności wentylatora aparatem kierowniczym przedstawiono na rys. 3. Zmieniając charakterystykę wentylatora dopasowujemy wydajność i spręż do aktualnego zapotrzebowania. Zakres regulacji wydajności wentylatora, tą metoda, jest ograniczony. Dla wentylatorów z łopatkami zakrzywionymi ku przodowi regulacja przez zmianę kąta nachylenia łopatek mało ustępuje sposobowi regulacji przez zmianę prędkości obrotowej, natomiast dla wentylatorów z łopatkami zakrzywionymi ku tyłowi regulacja ta jest mało ekonomiczna.

Na rys. nr 4 przedstawiono zależności mocy względnej N/N_o od wydajności względnej Q/Q_o przy różnych sposobach regulacji wentylatora o łopatkach zakrzywionych ku tyłowi (rys 4a) i dla wentylatora o łopatkach zakrzywionych ku przodowi (rys. 4b) [1, F.Jankowski, Arkady, 1975].

Z wykresu widać, że najbardziej ekonomiczną jest regulacja przez zmianę prędkości obrotowej. Sposób ten jest tym korzystniejszy im większa jest zmiana wydajności. Ekonomiczność regulacji dławieniem i za pomocą aparatów kierowniczych zależy od typu wentylatora: przy regulacji tymi sposobami mniej energii od wentylatora z łopatkami zakrzywionymi w tył zużywa wentylator z łopatkami zakrzywionymi w przód. W przedstawionym na rys.4 przykładzie przy obniżeniu wydajności o 60% zapotrzebowanie mocy do napędu wentylatora z łopatkami zakrzywionymi w tył jest około dwa razy większe przy dławieniu niż przy regulacji przez zmianę prędkości obrotowej, a dla wentylatorów z łopatkami zakrzywionymi w przód tylko około 1,5 raza.



Rys. 4. *Zależność mocy względnej N/N_o od wydajności względnej Q/Q_o przy różnych sposobach regulacji wentylatorów: 1- regulacja dławieniem, 2- regulacja przez zmianę kąta nachylenia łopatek, 3- regulacja przez zmianę prędkość obrotowej.*
a) *z łopatkami zakrzywionymi w tył* **b)** *z łopatkami zakrzywionymi w przód.*

Regulacja wydajności wentylatorów, poprzez zmianę prędkości obrotowej jest metodą najlepszą, dającą duże oszczędności ekonomiczne oraz możliwość automatyzacji i optymalizacji danego procesu. Zastosowanie przetwornic do regulacji prędkości obrotowej stwarza nowe możliwości monitorowania procesu, gdyż wiele z nich posiada specjalne funkcje kontrolujące pracę wentylatorów.
W celu dokonania obliczeń oszczędności wynikających z zastosowania instalacji wentylacyjnej ZPO, dla przedstawionego model instalacji wentylacyjnej pomieszczenia lakierni przeliczono teoretyczne zapotrzebowanie na moc grzewczą i elektryczną dla dwóch wariantów rozwiązania instalacji wentylacyjnej.

Wariant I

Instalacja wentylacyjna cały czas, bez względu na ilość pracujących stanowisk, pracuje z jednakową wydajnością i sprężem. Koszty związane z eksploatacją takiego rozwiązania są bardzo wysokie a wiążą się ze :
- stałym maksymalnym poborem mocy elektrycznej wentylatora nawiewnego i wywiewnego:

Pobierana moc elektryczna przez wentylatory wynosi:

$$N_{el} = \frac{N_o}{\eta_s} \tag{5}$$

w którym:

N_o - moc wentylatora,

η_s - sprawność znamionowa silnika.

- dużym zapotrzebowaniem mocy grzewczej dla okresu zimowego (podgrzew powietrza nawiewanego)

$$N_{co} = 0{,}34(t_w - t_z)\,Q \tag{6}$$

w którym:

t_w - temperatura wewnętrzna w pomieszczeniu,
t_z - temperatura zewnętrzna,
Q - ilość powietrza wentylującego.

Wariant II

W instalacji wentylacyjnej zastosowano urządzenia ZPO dostosowujące pracę instalacji do procesów pracy. Przed każdym stanowiskiem lakierniczym, na kanale wywiewnym umieszczono zasuwę odcinającą. W przypadku gdy któreś ze stanowisk nie pracuje zasuwa jest zamknięta. W związku ze zmniejszeniem ilości pracujących stanowisk zmniejsza się ilość odciąganego z hali powietrza i odpowiednio zmniejsza się wydajność i spręż wentylatora wywiewnego oraz współpracującego z nim wentylatora nawiewnego. Regulacja wydajności wentylatorów będzie odbywała się przy udziale przetwornicy częstotliwości czyli przez zmianę prędkości obrotowej wentylatora.

- Pobierana moc elektryczna wentylatora przy 100% obciążeniu:

$$N_{el} = \frac{N_o}{\eta_s \eta_{prz}} \tag{7}$$

- Pobierana moc elektryczna wentylatora przy 75% obciążeniu:

$$N_{el} = N_o \left(\frac{n_{75}}{n_{100}}\right)^3 \frac{1}{\eta_s \eta_{prz}} \tag{8}$$

- Pobierana moc elektryczna wentylatora przy 50% obciążeniu:

$$N_{el} = N_o \left(\frac{n_{50}}{n_{100}}\right)^3 \frac{1}{\eta_s \eta_{prz}} \tag{9}$$

gdzie:

N_o - moc pobierana,
η_s - sprawność znamionowa silnika,
η_{prz} - sprawność przetwornicy,
n - prędkość obrotowa wirnika wentylatora.

Do obliczeń przyjęto założenie, że przy pracy jednozmianowej instalacja pracuje 8 godzin. Założono również, że instalacja przy 100% obciążeniu pracuje 2,5 godziny, przy 75% - 2,5 godz., przy 50% - 2,5 godz., przy 0% - 0,5 godz.
Oszczędności jakie można uzyskać przy zastosowaniu instalacji wywiewnej z zastosowaniem urządzeń ZPO regulowanych prędkością obrotową w porównaniu do instalacji wywiewnej o stałej wydajności przedstawiono w tabeli (Tab.1.)

TABELA 1

Zestawienie mocy elektrycznej wentylatora wywiewnego i zapotrzebowania na moc grzewczą do podgrzewu powietrza nawiewanego

M-c	Liczba dni pracy w m-c	Średnia temp. zewn.	Wyd. [Q]	Ilość godz. pracy w m-c	Wywiew o stałej objętości $N_{el.}$	N_{co}	Wywiew o zmiennej objętości ZPO N_{el}	N_{co}	Oszczędności wynikające z zastosowania ZPO N_{el}	N_{co}
	[dni]	[°C]	[%]	[godz]	[KW]	[KW]	[KW]	[KW]	[KW]	[KW]
X	22	+8,60	100	55,0	1158	948	1219	948	-61	0
			75	55,0	1158	948	514	711	644	237
			50	55,0	1158	948	152	474	1006	474
XI	21	+2,90	100	52,5	1105	1602	1163	1602	-58	0
			75	52,5	1105	1602	490	1202	615	400
			50	52,5	1105	1602	145	801	960	801
XII	21	+1,25	100	52,5	1105	1804	1163	1804	-58	0
			75	52,5	1105	1804	490	1380	615	424
			50	52,5	1105	1804	145	902	960	902
I	21	-1,00	100	52,5	1105	2079	1163	2079	-58	0
			75	52,5	1105	2079	490	1559	615	520
			50	52,5	1105	2079	145	1040	960	1040
II	20	-0,30	100	50,0	1053	1898	1108	1898	-55	0
			75	50,0	1053	1898	467	1424	586	474
			50	50,0	1053	1898	139	949	914	949
III	22	+3,20	100	55,0	1158	1640	1219	1640	-61	0
			75	55,0	1158	1640	514	1230	644	410
			50	55,0	1158	1640	152	820	1006	820
IV	21	+8,40	100	52,5	1105	929	1163	929	-58	0
			75	52,5	1105	929	490	695	615	234
			50	52,5	1105	929	145	465	960	464
			Σ	**1110,**	**23367**	**32700**	**12676**	**24552**	**10691**	**8149**

Przy założeniu, że instalacja wentylacyjna działa przy 100% obciążeniu przez 2,5 godz., przy 75% obciążeniu przez 2,5 godz., oraz przy 50% obciążeniu przez 2,5 godz. oszczędności wynoszą:

- energii elektrycznej 10691 KW w ciągu 7 miesięcy okresu grzewczego
- energii cieplnej 8149 KW w ciągu 7 miesięcy okresu grzewczego

Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że przy zastosowaniu urządzeń wentylacyjnych o zmiennej objętości przepływu powietrza dostosowanej do procesów pracy zmniejszenie zużycia energii elektrycznej wynosi ok. 50-60% a zmniejszenie zużycia energii cieplnej w okresie grzewczym wynosi 70-80%. W rozważaniach nie uwzględniono zapotrzebowania na moc elektryczną dla wentylatorów nawiewnych. Uwzględniając zapotrzebowanie na moc elektryczną dla tych wentylatorów oszczędności energii elektrycznej były by jeszcze większe ze względu na ścisłą zależność pomiędzy wydajnością wentylatora nawiewnego i wywiewnego.

LITERATURA

[1] JANKOWSKI F.: *Pompy i wentylatory w inżynierii sanitarnej*, Arkady, Warszawa 1975

[2] PRZYDRÓŻNY St.: Ferencowicz J.; *Klimatyzacja*, Politechnika Wrocławska, Wrocław 1989

[3] PTASZYŃSKI L.: *Przetwornice częstotliwości. Budowa, dobór, zastosowanie i eksploatacja*, Envirotech Poznań

[4] UŻDZICKI W.: *Podstawy projektowania energooszczędnych instalacji pneumatycznego odwiórowania w wybranych gałęziach przemysłu drzewnego.* Maszynopis rozprawy doktorskiej. Instytut Technologii Drewna, Poznań 1989.

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116
NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Ewa OGIOŁDA*

PROBLEMATYKA ZAPYLENIA ORAZ BEZPIECZEŃSTWA PRZECIWPOŻAROWEGO I PRZECIWWYBUCHOWEGO W ZAKŁADACH PRZEMYSŁU DRZEWNEGO

Streszczenie

W artykule przedstawiono problem zapylenia w zakładach przemysłu drzewnego oraz wynikające stąd zagrożenia dla pracujących osób. Omówiono sposoby zapobiegania pożarom i wybuchom przez zastosowanie odpowiednich urządzeń w instalacji pneumatycznego odwiórowania. Pokazano rozwiązania konstrukcyjne zbiorników na odpady.

1. WSTĘP

Przebieg procesów produkcyjnych w wielu zakładach związany jest z powstawaniem odpadów. Ich postać i ilość związana jest z charakterem produkcji. Często są to odpady w postaci pyłu, którego obecność w powietrzu wpływa na warunki bezpieczeństwa i higieny pracy, a także stwarza zagrożenie dla pracujących osób. Konieczne jest więc rozwiązanie problemu odpylania tego typu pomieszczeń. Stosuje się w tym celu instalacje wyciągowe w postaci instalacji pneumatycznego odwiórowania złożone z szeregu ssaw, rurociągów, wentylatora, urządzenia odpylającego i zbiornika odpadów. Działania z zakresu poprawy niezawodności i bezpieczeństwa instalacji odpylających zmierzają do uniknięcia zniszczeń, szkód i awarii, jak i ich skutków dla ludzi i urządzeń przemysłowych. Oprócz rozwoju środków i metod techniki niezawodności i bezpieczeństwa jest również potrzebne konsekwentne stosowanie osiągniętego stanu wiedzy.

2. PROBLEM ZAPYLENIA W PRZEMYŚLE

2.1. Oddziaływanie pyłów na organizm ludzki

Pył oddziałuje szkodliwie na drogi oddechowe, skórę i oczy człowieka. Stopień szkodliwości zależny jest od rodzaju przemysłu i specyfiki powstających odpadów.

* mgr inż. Ewa Ogiołda - Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych, Politechnika Zielonogórska

Określanie oddziaływania pyłu wymaga poznania mechanizmu oddziaływania pyłu na człowieka i fizjologii organów, na które wywiera szkodliwy wpływ. Często przyczyny chorób wywołanych zapyleniem określane są na podstawie wywołanych skutków [J. Zajączkowski, 1971].

Pod względem oddziaływania zdrowotnego wyróżnia się:

1. pyły czynne
   - toksyczne
   - zakaźne
   - żrące
2. powodujące zwłóknienie tkanki płucnej
3. pyły bierne
   - miękkie i giętkie (np. bawełna, pierze),
   - twarde, raniące (np. węgiel, trociny).

Drogi oddechowe są najbardziej podatne na oddziaływanie pyłów. Do płuc przedostaje się część pyłu, która nie zostanie zatrzymana przez układ filtrujący górnych dróg oddechowych. W największym stopniu kumulowane są cząstki o wymiarach 1–2 μm. Oddziaływanie pyłu prowadzić może do powstania pylicy, a w konsekwencji nawet gruźlicy.

Najwcześniej dają o sobie znać zmiany wywołane pod wpływem pyłów w narządzie wzroku, a jest to pylicze zapalenie rogówki lub powiek.

Wpływ na skórę przejawia się w jej podrażnieniu, w krańcowych przypadkach sprzyjać może nawet powstawaniu raka skóry.

W przemyśle drzewnym należy się liczyć przede wszystkim z występowaniem nieżytów górnych dróg oddechowych oraz alergii. Istotnym niebezpieczeństwem jest także rakotwórcze oddziaływanie pyłu, jakie stwierdzono dla dębu i buku.

2.2. Własności wybuchowe pyłów

Wybuchowość pyłów drzewnych jest ważną cecha decydującą o bezpieczeństwie ludzi pracujących w zapylonym pomieszczeniu. Do zainicjowania wybuchu konieczne jest wystąpienie określonych czynników w odpowiednich proporcjach. Pył musi mieć właściwości zapalne, wystąpić w postaci mieszaniny o określonej koncentracji cząstek, a wybuch inicjowany jest źródło energii (w postaci ruchu, ciepła, zjawisk elektrycznych).

Granicę stężenia wybuchowego pyłów drzewnych przyjmuje się w wysokości 12–30 g/m^3 (Rüb), 44 g/m^3 (Efremova, Mitusov) [S. Dolny, 1988], 12 – 40 g/m^3 [J. Czarnecki, 1973]. Wartości te zależne są od wilgotności i rozdrobnienia cząstek. Za najbardziej eksplozywne uważane są np. pyły o ziarnach mniejszych od 30 μm, zaś pył drewna bukowego o wilgotności 45 % traci właściwości wybuchowe [S. Dolny, 1988].

Intensywność wybuchu jest zależna m.in. od składu pyłu, wielkości ziaren, ich powierzchni właściwej, porowatości i ciepła tworzenia się produktów spalania.

Ze względu na właściwości wybuchowe pyły dzieli się na osiadłe i unoszące się. Wielkości charakteryzujące ich właściwości to:

1. dla pyłu osiadłego:
   - temperatura żarzenia, ^{0}C,

- temperatura samozapłonu, ^0C

Ich wartość zależna jest od grubości warstwy osiadłego pyłu.

2. dla pyłu unoszącego się:
   - temperatura zapłonu, ^0C,
   - maksymalne ciśnienie wybuchu, atm lun N/m^2,
   - maksymalną i średnią szybkość wzrostu ciśnienia N/m^2s.

Oszacowanie wyżej wymienionych wielkości umożliwia ocenę intensywności wybuchu, a więc zastosowanie odpowiednich zabezpieczeń.

3. PRZECIWDZIAŁANIE POŻAROM I WYBUCHOM W PRZEMYŚLE DRZEWNYM

Działania zmierzające do zapewnienia bezpieczeństwa w zakładach przemysłu drzewnego prowadzone są w następujących kierunkach:
1) eliminowanie przyczyn powstawania zapłonów i wybuchów,
2) wykrywanie i likwidacja zapłonów w momencie ich powstawania,
3) zabezpieczenie przed rozprzestrzenianiem się ognia,
4) minimalizacja skutków zapłonów i pożarów.

Eliminowanie przyczyn powstawania pożarów i wybuchów

Podczas produkcji w zakładach przemysłu drzewnego należy pamiętać o czynnościach zmniejszających ryzyko powstania wybuchu lub pożaru, takich jak:
1) usuwanie skupisk pyłu powstających w halach produkcyjnych na podłogach, maszynach, elementach konstrukcji; osiadanie pyłu doprowadza z czasem do powstania tzw. „warstwy krytycznej", której wymieszanie z warstwą powietrza przy jednoczesnym wystąpieniu inicjatora może doprowadzić do eksplozji, a nawet serii wybuchów,
2) używanie tylko prawidłowo przygotowanych narzędzi - narzędzia tępe lub oklejone żywicą powodują nagrzanie cząstek drewna do temperatury żarzenia się, a w konsekwencji zwiększają prawdopodobieństwo wybuchu,
3) eliminowanie okoliczności powodujących zaiskrzenie podczas obróbki lub transportu pneumatycznego:
   - eliminowanie obecności części metalowych w materiale drzewnym przez stosowanie sortowników pneumatycznych, elektromagnesów do metali ferromagnetycznych i wykrywaczy metali kolorowych,
   - stosowanie osłon na narzędzia wykonanych z materiałów nie iskrzących oraz prawidłowe ich mocowanie, gdyż wejście osłony w kontakt z narzędziem może spowodować zaiskrzenie będące inicjatorem wybuchu,
   - zabezpieczenie przed zerwaniem papieru ściernego na szlifierkach - w tym celu stosuje się zabezpieczenia przed wprowadzeniem do szlifierek elementów o zbyt dużej grubości, a także siatki ochronne umieszczone na wlotach kanałów transportowych zatrzymujące skrawki zerwanych taśm ściernych,

4) zastosowanie sygnalizatorów przeciążenia obrabiarek oraz blokad napędu obrabiarek po wyłączeniu instalacji wyciągu pneumatycznego,
5) użycie mokrych odpylaczy, dzięki którym mieszanina pyłowa po transporcie o długości kilku lub kilkunastu metrów po wejściu w kontakt z wodą traci właściwości wybuchowe.

Urządzenia wykrywające i likwidujące zapłon i wybuch w momencie ich powstawania

Do wykrywania zapłonów stosowane są różnego rodzaju czujniki sprzężone za pośrednictwem układów elektronicznych z urządzeniami gaśniczymi [PN-92/M-51004/01]. Należą do nich:

1) sygnalizatory podwyższonych temperatur
   a) nadmiarowe - działające, gdy mierzony parametr przekracza określoną wartość w dostatecznie długim przedziale czasu,
   b) różnicowe - analizujące parametr w dwu lub kilku miejscach; zadziałanie następuje, gdy różnica wartości mierzonych parametrów przekracza określoną wartość w dostatecznie długim przedziale czasu,
   c) różniczkowe - zadziałanie następuje wówczas, gdy prędkość zmiany mierzonego parametru przekracza określoną wartość w dostatecznie długim przedziale czasu.
2) czujniki dymu
   a) jonizacyjne - zadziałanie następuje w wyniku oddziaływania produktów spalania na wartość prądu w komorze jonizującej czujnika,
   b) optyczne - zadziałanie następuje pod wpływem produktów spalania, które powodują pochłanianie lub rozpraszanie światła w widzialnym, podczerwonym lub ultrafioletowym zakresie widma promieniowania elektromagnetycznego.
3) wykrywacze iskier
   Wykrywacz iskier montowany jest w kanale transportowym przed zespołem gaszącym. Odległość między wykrywaczem a urządzeniami gaśniczymi jest obliczana z zależności:

$$L = t\,w$$

gdzie: t - czas opóźnienia, s

w - prędkość przepływu cząstek pyłowych w kanale transportowym, m/s

Wielkość w jest trudna do określenia, więc do obliczeń przyjmuje się wartość równą prędkości przepływu strumienia powietrza w kanałach transportowych.

Najczęściej przyjmowane wartości to: t = 0,3 s, w = 30 m/s, stąd L = 9 m.

Zachowanie odległości między tymi elementami jest konieczne ze względu na bezwładność działania układu zabezpieczającego, związaną z czasem reakcji elektrycznej, czasem mechanicznego otwarcia zaworów, czasem wytworzenia mgły wodnej i uwzględnieniem współczynnika bezpieczeństwa.

Informacje przesyłane są z niego za pośrednictwem centralki zasilanej z niezależnego źródła do automatycznego systemu gaszenia i alarmowania. Typ użytego wykrywacza iskier uzależniony jest od jego lokalizacji - w strefach zaciemnionych lub w strefach, w których zaciemnienie jest niemożliwe, a także od

temperatury otoczenia i materiału. Czujniki są ustawione na uruchomienie dysz po zarejestrowaniu określonej liczy iskier w przedziale czasu.

4) detektory podwyższonych ciśnień, inicjujące wypełnienie zagrożonej przestrzeni instalacji środkiem tłumiącym eksplozję. Na sygnał z detektora podwyższonego ciśnienia, pojawiający się na skutek rozwijania się eksplozji, przekazywany jest impuls do detonatora, powodującego wtłoczenie do zagrożonej przestrzeni czujnika tłumiącego eksplozję. W ten sposób proces spalania mieszaniny pyłowo - powietrznej zostaje zahamowany przed wystąpieniem maksymalnego ciśnienia gazów wybuchowych.

Wymiarowanie, wyposażenie i lokalizacja zbiorników na odpady

Zbiorniki na odpady są końcowym elementem instalacji. Ze względu na znaczne wymiary i dużą koncentrację pyłów są jednym z najbardziej niebezpiecznych jej elementów. Powinny być oddzielnie budowane dla różnego rodzaju odpadów: udział wagowy pyłów nie powinien przekraczać 20 % w stosunku do ilości trocin i wiórów (przyjmując ziarna o wymiarach > 0,5mm za pył, a < 0,5 mm jako wióry) [J. Czarnecki, 1973]. Każda instalacja powinna mieć również odrębny zbiornik.

W zbiorniku pyłów możliwe jest gromadzenie ograniczonej ilości pyłów. Według [J. Czarnecki, 1973] nie powinna przekraczać 7 m^3, a pył powinien być usuwany - spalany, bądź wywożony codziennie. Wielkość zbiornika należy dostosować do ilości odpadów powstających w czasie zmiany w celu zapewnienia ich bieżącego usuwania. Objętość zbiornika oblicza się ze wzoru [S. Dolny, 1988]:

$$V = \frac{m}{f\zeta k}\varphi$$

gdzie: m – masa odpadów odprowadzonych w czasie jednej zmiany, kg/zm,
f – częstotliwość opróżniania zbiornika, zmiany^{-1},
ζ – gęstość nasypowa odpadów, kg/m^3,
k – współczynnik wypełnienia zbiornika, k = 0,7
φ - współczynnik nierównomierności opróżniania zbiornika φ = 1,3.

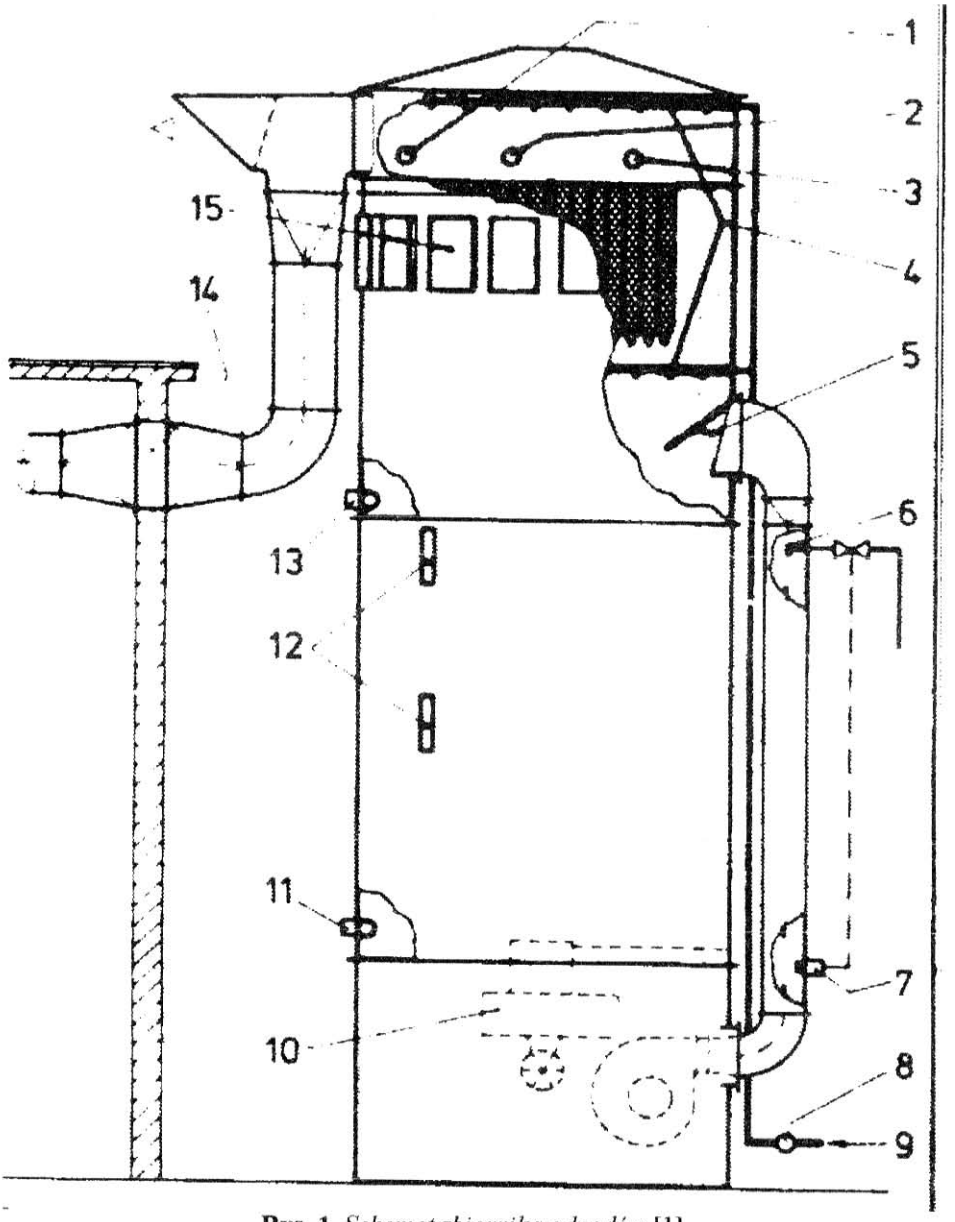
Zbiorniki mogą być wykonywane w konstrukcji stalowej, żelbetowej lub murowanej. Ściany wewnętrzne o gładkiej powierzchni muszą być pionowe lub pochylone w stosunku do podłogi pod kątem mniejszym niż 90^0. Ma to zabezpieczać przed zawieszaniem pyłu i powstawaniem wolnej przestrzeni, w przypadku osunięcia których może wytworzyć się chmura pyłowa o stężeniu powyżej wartości krytycznej. Zasadnicza komora zbiornika w rzucie poziomym powinna mieć przekrój prostokątny, kwadratowy lub kołowy. Zakończona jest lejem z otworem wysypowym zaopatrzonym w zasuwę, śluzę obrotowa lub wygarniak mechaniczny. Zapewnia to równomierne usuwanie odpadów.

W obliczeniach wytrzymałościowych konstrukcji nośnej zbiornika i samego zbiornika należy uwzględnić rodzaj odprowadzanych odpadów. Badania wykazały, że jednostka objętości odpadów lignomeru (kompozytu drewno – polimer) daje większe obciążenia

niż wiórów czy trocin z obróbki drewna. Dla dużych zbiorników powinno się do obliczeń wytrzymałościowych konstrukcji wsporczej zbiornika obciążenia większe przynajmniej o 30% niż przy odpadach drzewnych [S. Dolny, 1993].
Zbiornik musi być wyposażony w wewnętrzną gaszącą instalację wodną. Gaszenie odbywa się rozpyloną wodą, a nie strumieniem wody. Instalacja uruchamiana jest w chwili przedostania i rozprzestrzeniania się ognia. Strumień rozpylany w postaci mgły wodnej powinien wynosić 0,5 - 1,0 l/s na 1 m^2 powierzchni rzutu zbiornika [S. Dolny, 1988]. Tryskacze należy zabezpieczyć przed zatkaniem otworów pyłem za pomocą kapturków gumowych zrywanych w razie potrzeby pod wpływem ciśnienia wody. Możliwe jest również zdławienie wybuchu po jego zainicjowaniu przez wtłoczenie do zagrożonej przestrzeni czynnika gazowego tłumiącego eksplozję np. CO_2 [H. Jaworski, 1992] lub powietrza o zawartości tlenu poniżej 17% przy jednoczesnym otwarciu klap dekompresyjnych [S. Dolny, 1988]. Wszystko to odbywa się przed wystąpieniem maksymalnego ciśnienia gazów wybuchowych.
W górnej części zbiornika muszą być wykonane otwory eksplozyjne o odpowiednio obliczonej powierzchni. Przyjmuje się dla zbiorników o objętości do 50 m^3 1/10 m^2/m^3, powyżej 50 m^3 1/15 m^2/m^3 nie mniej niż 5 m^2 [J. Czarnecki, 1973] lub 1 m^2 na 30 m^3 [H. Jaworski, 1982].
Należy także pamiętać o wyposażeniu zbiornika w instalację odgromową i uziemieniu w celu odprowadzenia ładunków elektrostatycznych [B. Kortylewski, 1993; R. Skupiński, 1988].
Dodatkowe wyposażenie zbiornika odpadów obejmuje otwory włazowe, drabinki, podesty oraz oświetlenie wnętrza. Wyposażenie specjalne może stanowić czujnik na gazy zjonizowane, który sygnalizuje obecność dymu w zbiorniku i uruchamia instalację gaszącą.
Nowoczesne rozwiązanie zbiornika na odpady przedstawiono na rys. 1. [Keller Lufttechnik GmbH, 1985]. Integralną część tego zbiornika stanowi filtr. Na przewodzie doprowadzającym pyły znajduje się wykrywacz iskier wraz z urządzeniem gaśniczym. Wewnątrz zbiornika znajduje się czujnik ciśnieniowy powiązany z dyszami gaśniczymi. Powietrze po oczyszczeniu wraca do hali. Część czystego powietrza powrotnego pobierana jest z otoczenia. Na przewodzie doprowadzającym do hali znajduje się klapa przeciwwybuchowa.
Lokalizacja zbiornika na terenie zakładu powinna być uzależniona od jego konstrukcji. Minimalna odległość od budynków dla zbiorników żelbetowych wynosi 6 m, dla zbiorników o konstrukcji stalowej 10 m. [S. Dolny, 1988]. Należy przewidzieć również możliwość dojazdu i manewrowania środkami transportu wywożącymi odpady.

PODSUMOWANIE

Obserwując instalacje odpylające w zakładach przemysłu drzewnego można zauważyć brak działań zmierzających do poprawy bezpieczeństwa przeciwpożarowego i przeciwwybuchowego. Ten aspekt jest niezwykle istotny ze względu na specyficzne właściwości pyłu drzewnego, a przede wszystkim jego zdolność do tworzenia z powietrzem mieszanin wybuchowych. Najczęściej jedynym zabezpieczeniem są klapy przeciwpożarowe i otwory dekompresyjne.



Rys. 1 *Schemat zbiornika odpadów* [1]

1 – czujnik temperatury, 2 – czujnik ciśnieniowy na nadciśnienie, 3 – czujnik ciśnieniowy, 4 – dysze gaśnicze, 5 – zawór klapowy zwrotny, 6 – gaszenie iskier, 7 – wykrywacz iskier, 8 – czujnik ciśnieniowy, 9 – doprowadzenie wody, 10 - zabezpieczenie przeciążeniowe, 11 – czujnik poziomu napełnienia (min), 12 – wziernik, 13 – czujnik poziomu napełnienia (max), 14 – klapa przeciwwybuchowa, 15 - trzyczęściowa płyta bezpieczeństwa działająca na podciśnienie.

Nowoczesne urządzenia przeciwpożarowe i przeciwwybuchowe stosowane są niezwykle rzadko. Inwestowanie w instalacjach odpylających w urządzenia zabezpieczające, wykrywające i likwidujące eksplozje chociaż jest kosztowne, to jednak w ogólnym rachunku kosztów jest opłacalne.

LITERATURA

[1] Arbeitssicherheit und Umweltschutz. Keller Lufttechnik GmbH, Kirchheim. Mai 1985.
[2] CZARNECKI J.: *Wybuchowość pyłów drzewnych i sposoby zmniejszenia ryzyka eksplozji. Cz. I.* Przemysł Drzewny nr 4/1973.
[3] CZARNECKI J.: Wybuchowość pyłów drzewnych i sposoby zmniejszenia ryzyka eksplozji. Cz. II. Przemysł Drzewny nr 7-8/1973.
[4] CZARNECKI J.: *Wybuchowość pyłów drzewnych i sposoby zmniejszenia ryzyka eksplozji.* Cz. III. Przemysł Drzewny nr 11/1973.
[5] DOLNY S.: *Pneumatyczny transport drobnych cząstek odpadowych lignomeru olchowego i sosnowego.* Przemysł Drzewny nr 1/1993.
[6] DOLNY S.: *Transport pneumatyczny i odpylanie w przemyśle drzewnym.* Skrypt Akademii Rolniczej w Poznaniu. Poznań 1988.
[7] JAWORSKI H.: *Zagrożenia pożarowe.* Przemysł Drzewny nr 10/1992.
[8] KORTYLEWSKI B., Kien W.: *Skutki zjawisk elektrostatycznych podczas obróbki drewna na strugarkach.* Przemysł Drzewny nr 2/1993.
[9] ONIŚKO W.: *Przegląd technologii płyt drewnopochodnych w aspekcie zagrożeń pożarowych.* Przemysł Drzewny nr 9/1994.
[10] SKUPIŃSKI R.: *Problematyka zabezpieczeń przeciwpożarowych w przemyśle drzewnym.* Przemysł Drzewny nr 10/1989.
[11] ZAJĄCZKOWSKI J.: *Odpylanie w przemyśle.* Arkady Warszawa 1971.

Katarzyna PRZYBYŁA*

MODYFIKACJA ŚRODOWISKA PRACY W HALI MECHANICZNEJ OBRÓBKI DREWNA

Streszczenie

W opracowaniu przeanalizowano czynniki wpływające na mikroklimat w hali mechanicznej obróbki drewna na przykładzie hali obróbki wstępnej Zielonogórskich Zakładów Mebli ZEFAM w Zielonej Górze. Ustalono roczne zapotrzebowanie na ciepło do ogrzania hali. Obliczenia wykonano dla różnych wariantów ogrzewania hali. Przeanalizowano koszty związane z eksploatacją urządzeń wentylacyjnych..

Przy mechanicznej obróbce drewna występują duże ilości odpadów w postaci pyłów i trocin. W celu zapewnienia stężenia zapylenia mniejszego od dopuszczalnego, jak również do odprowadzenia odpadów na zewnątrz hali stosuje się instalacje transportu pneumatycznego. Wyciągają one duże ilości powietrza z hali, co powoduje dużą krotność wymian powietrza w hali. Wyciągnięte powietrze musi być zrekompensowane powietrzem nawiewanym. W okresie zimowym powinno być ono ogrzewane. Wszystkie te składniki wpływają na mikroklimat w hali mechanicznej obróbki drewna. Na mikroklimat stanowiska pracy mają wpływ następujące parametry:

- temperatura powietrza,
- temperatura powierzchni przegród otaczających pomieszczenie,
- prędkość przepływu powietrza dostarczanego do stanowiska pracy,
- wilgotność powietrza.

Optymalne wartości w/w parametrów, które zapewniają przyjemne odczuwanie ciepła przez człowieka, w pomieszczeniu zamkniętym, określamy pojęciem „komfortu cieplnego"[P.Giecewicz,1982].Odczucie komfortu jest odczuciem indywidualnym, w grupie badanych pracowników przebywających w tych samych warunkach znajdą się ludzie, którym będzie za gorąco, inni którym będzie za zimno. Warunki komfortu będą optymalne wówczas, kiedy liczba niezadowolonych pracowników będzie minimalna. Optymalne wartości parametrów przy wykonywaniu pracy ciężkiej powinny wynosić:

- temperatura powietrza 14-17 °C,

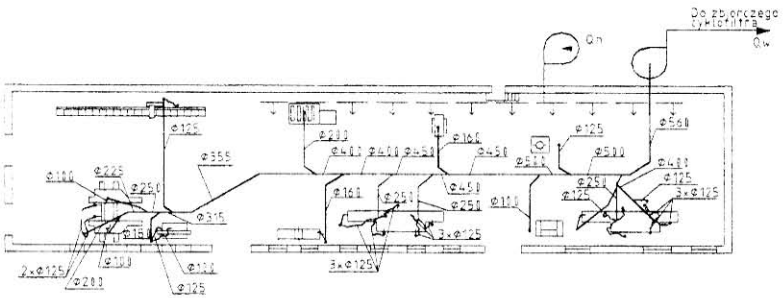
* mgr inż. Katarzyna Przybyła - Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych, Politechnika Zielonogórska

- prędkość ruchu powietrza nie powinna przekraczać 0,15 m/s,
- wilgotność względna 30-70 % (przy wysokich temperaturach wskazane są niższe wilgotności względne powietrza)
- różnica temperatur, pomiędzy temperaturą otaczających powierzchni a temperaturą powietrza, powinna być niewielka [P. Giecewicz, 1982] .

Bezpośredni wpływ na mikroklimat w pomieszczeniu mają następujące warunki:

- parametry klimatu zewnętrznego (temperatura powietrza, prędkość i kierunek wiatru, nasłonecznienie)
- konstrukcja przegród zewnętrznych oraz właściwości zastosowanych materiałów
- rozwiązanie systemów wentylacyjnych i grzewczych
- procesy technologiczne prowadzone w rozpatrywanych pomieszczeniach.

W przemyśle drzewnym stosuje się powszechnie instalacje pneumatycznego odwiórowania, które charakteryzują się dużym zużyciem energii cieplnej i elektrycznej. Instalacje odwiórowania projektuje się przy założeniu, że wszystkie obrabiarki pracują równocześnie. W rzeczywistości równocześnie pracuje ich maksymalnie 50 % [W. Rybarczyk, 1991]. Ze względów oszczędności energii, celowe jest stosowanie w przemyśle meblarskim instalacji odwiórowania dostosowanych do procesów użytkowania obrabiarek, tj. wyposażonych w zasuwy odcinające przy niepracujących obrabiarkach, a także w urządzenia automatycznej regulacji służące do uzyskania optymalnych parametrów w instalacji.



Rys. 1 *Schemat hali obróbki wstępnej wraz z rozmieszczeniem obrabiarek i instalacji wywiewnej Q_W i nawiewnej Q_N*

Straty ciepła w okresie zimowym, spowodowane przez instalację odwiórowania mają wpływ na mikroklimat w hali oraz na koszty związane z jej ogrzewaniem.
Do analizy wybrano halę obróbki wstępnej w Zielonogórskich Zakładach Meblowych ZEFAM. Schemat instalacji wraz z rozmieszczeniem obrabiarek przedstawiono na rys. 1. Dane ogólne hali są następujące:

- powierzchnia 400 m^2,
- kubatura 1820 m^3,
- objętość powietrza wentylacyjnego 7,8 m^3/s,
- krotność wymian 15,5 na godzinę.

Powietrze uzupełniające, nawiewane do hali jest nie podgrzane. Straty ciepła zwiększone są przez nieszczelne i często otwierane bramy. Istniejące okna mają pojedyncze szyby, świetlik stanowi ok. 1/3 powierzchni dachu.
Temperatura powietrza w hali przy pracy instalacji w okresie zimowym obniża się. Obniżanie się temperatury jest tym gwałtowniejsze, im temperatura zewnętrzna jest niższa. W omawianej hali w trzech różnych miejscach dokonano kilku pomiarów temperatury i wilgotności za pomocą psychrometru Assmanna, wyniki uśredniono (Tab. 1). Przy temperaturze zewnętrznej równej -1,5 °C temperatura w hali obniżyła się do 13,5 °C .
Parametry mikroklimatu zmieniają się wyraźnie w ciągu pierwszej godziny pracy instalacji, a następnie ustalają się na określonym poziomie. Wilgotność powietrza dąży do wartości, jaka panuje na zewnątrz hali i ustala się również po określonym czasie na jednakowym poziomie[W. Rybarczyk, 1991].
Wyciąganie z hali powietrza przez instalację odwiórowania powoduje dużą krotność wymian powietrza i straty ciepła w okresie zimowym. Wskutek tego dla zachowania właściwego mikroklimatu w hali przemysłu drzewnego należy dodatkowo wprowadzić nawiew powietrza, a w okresie zimowym zapewnić dostateczne doprowadzenie ciepła.

TABELA 1

Wartości temperatur zewnętrznych i wewnętrznych zmierzonych w hali mechanicznej obróbki wstępnej.

Temperatura zewnętrzna	Temperatura wewnętrzna	Wilgotność
°C	°C	%
1,0	16,0	33,2
-1,0	14,6	36,0
-1,5	13,5	36,5

Celem obliczeń jest ustalenie rocznego zapotrzebowania na ciepło do ogrzewania przedstawionego obiektu (rys. 1), oraz ustalenie zmian jakie zachodzą w każdym miesiącu sezonu grzewczego. Założono, że sezon grzewczy obejmuje miesiące od października do kwietnia włącznie. Chwilowe zapotrzebowanie na ciepło obliczono przy założeniu, że obliczeniowa temperatura powietrza wewnętrznego wynosi 16 °C, a

powietrza zewnętrznego -20 °C. Obliczenia wykonano w oparciu o PN-94/B-03406 ze wzoru

$$Q = Q_p(1 + d_1 + d_2) + Q \quad [\mathrm{W}] \tag{1}$$

w którym:
Q_p - straty ciepła przez przenikanie, W,
Q_w - straty ciepła na wentylację, W,
d_1 - dodatek do strat ciepła przez przenikanie dla wyrównania wpływu niskich temperatur powierzchni chłodzących pomieszczenia ,
d_2 -dodatek do strat ciepła przez przenikanie uwzględniający skutki nasłonecznienia przegród i pomieszczeń,

Łączne zapotrzebowanie chwilowe na ciepło do ogrzewania wynosi
Q = 434,6 kW, z czego Q_p = 90,9 kW to ciepło potrzebne na pokrycie strat przez przenikanie, a Q_w = 343,7 kW to ciepło potrzebne na pokrycie strat spowodowanych przez instalację odwiórowania.
Miesięczne zużycie ciepła obliczono uwzględniając stopniodni okresu ogrzewania, ustalone na podstawie średnich wartości temperatury powietrza zewnętrznego dla Zielonej Góry z 15 lat (1982-1997) udostępnionych przez Miejski Zakład Energetyki Cieplnej w Zielonej Górze. Liczbę stopniodni dla miasta Zielonej Góry ustalono według zależności:

$$S_d = Z(t_i - t_{es}) \tag{2}$$

gdzie:
Z - liczba dni w miesiącu,
t_i - obliczeniowa temperatura w pomieszczeniu, °C,
t_{es} - średnia wartość temperatury powietrza zewnętrznego dla danego miesiąca, °C.

Stopniodni obliczono dla temperatury wewnętrznej równej 16 °C i 4 °C (Tab. 2).
Miesięczne zużycie ciepła Q_m, kWh do ogrzania budynku obliczono ze wzoru (3).

$$Q_m = S_d \frac{Q}{(t_i - t_e)} 24 \quad [\mathrm{kWh}] \tag{3}$$

gdzie:
S_d - jak we wzorze (2),
Q - jak we wzorze (1),
t_i - obliczeniowa temperatura w pomieszczeniu, °C,
t_e - obliczeniowa temperatura zewnętrzna, °C.

Obliczenia wykonano dla trzech wariantów ogrzewania hali. W wariancie pierwszym powietrze nawiewane do hali ma temperaturę powietrza zewnętrznego, a zapotrzebowanie na ciepło do ogrzania pokrywane jest w całości przez centralne ogrzewanie.

TABELA 2

Stopniodni dla miasta Zielonej Góry

Miesiąc	Liczba dni w miesiącu	Liczba dni roboczych	Stopniodni t_i= 16° C	Stopniodni rob. t_i=16° C	Stopniodni t_i= 4° C	Stopniodni rob. t_i=4° C
	Z	Z_p	S_d	S_{dp}	S_d	S_{dp}
X	31	23	229,40	170,20	0,00	0,00
XI	30	21	323,00	275,10	38,00	23,10
XII	31	20	457,25	295,00	85,25	55,00
I	31	21	527,00	357,00	155,00	105,00
II	28	20	439,60	314,00	103,60	74,00
III	31	23	396,80	294,40	24,80	18,40
IV	30	22	228,00	167,20	0,00	0,00

Podczas pracy instalacji odwiórowania (7,5 godz.) temperatura w hali wynosi 16 °C, a w pozostałym okresie czasu jest wyższa. W wariancie drugim do hali nawiewane jest ciepłe powietrze ogrzewane przez nagrzewnicę, straty ciepła przez przenikanie pokryte są przez centralne ogrzewanie. Temperatura w hali wynosi 16 °C w czasie pracy instalacji odwiórowania i w czasie jej postoju. W wariancie trzecim ogrzewanie hali realizowane jest w ten sam sposób jak w wariancie drugim. Natomiast w czasie postoju temperatura w hali obniżana jest do temperatury 4 °C. Realizację tego wariantu umożliwia zainstalowanie programatora czasowego sprzężonego z czujnikami temperatury powietrza zewnętrznego i wewnątrz hali. Obliczenia zestawiono (Tab. 3) i przedstawiono na rys. 2.

Dla wszystkich wariantów maksymalne zużycie energii cieplnej przypada na miesiąc styczeń, najniższe na miesiące październik i kwiecień. Wariant trzeci uznać można za najbardziej energooszczędny. Zużycie ciepła przy takim rozwiązaniu doprowadzenia ciepła spada o około 1/3 w stosunku do wariantu pierwszego, wymaga ono jednak sprawnie działającego układu pomiarowego temperatur sprzężonego z pracą instalacji CO

Przy zachowaniu właściwego mikroklimatu, koszty eksploatacyjne hali obejmują następujące składniki:

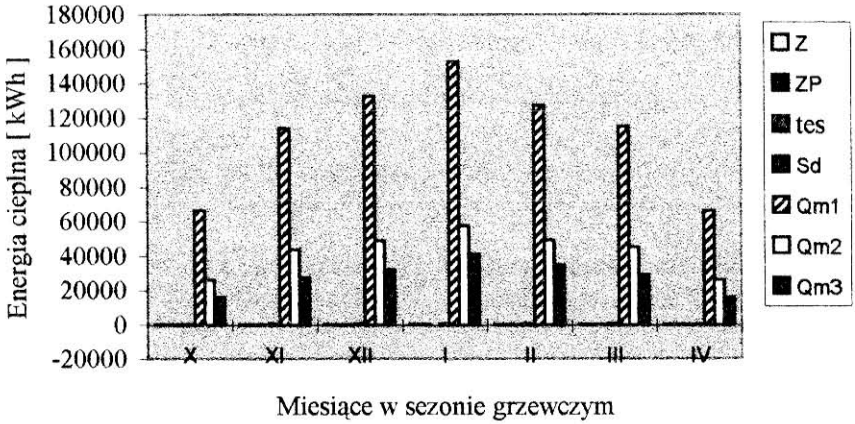
- koszty utrzymania mikroklimatu K_M, w skład których wchodzą koszty energii elektrycznej zużytej przez silniki wentylatorów do instalacji wywiewnej i nawiewnej, koszty energii cieplnej potrzebnej na pokrycie strat przez przenikanie i podgrzanie nawiewu,
- koszty utrzymania pracowników K_P,

- koszty energii elektrycznej zużytej przez obrabiarki $K_{ob.}$

TABELA 3

Miesięczne zużycie ciepła

Miesiąc	Zużycie ciepła wariant 1	Zużycie ciepła wariant 2	Zużycie ciepła wariant 3
	Q_{m1}	Q_{m2}	Q_{m3}
	[kWh]	[kWh]	[kWh]
X	66476,13	26099,98	16057,97
XI	113884,57	43533,48	27501,81
XII	132503,10	48855,12	31939,80
I	152715,44	57524,86	41030,81
II	127388,44	49145,13	34445,81
III	114985,74	45145,90	28913,58
IV	66070,44	25800,25	15774,93



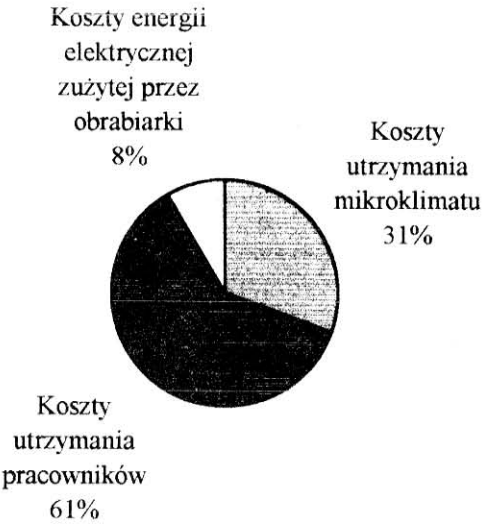
Rys. 2 *Średnie miesięczne zużycie energii cieplnej w zależności od sposobu ogrzewania obiektu*

Powyższe koszty obliczono dla każdego miesiąca sezonu grzewczego. Do obliczeń kosztów energii cieplnej wykorzystano drugi wariant ogrzewania hali. Wyniki zestawiono w tabeli 4 i przedstawiono w formie wykresu kołowego na rys. nr 3..

TABELA 4

Koszty eksploatacyjne w hali maszynowej obróbki drewna

Miesiąc	Koszty utrzymania mikroklimatu	Koszty utrzymania pracowników	Koszt energii elektr. zużytej przez obrabiarki
	K_M	K_P	K_{Ob}
X	8845,75 zł	20544,00 zł	2967,86 zł
XI	10313,71 zł	20544,00 zł	2709,79 zł
XII	10662,21 zł	20544,00 zł	2580,75 zł
I	11902,35 zł	20544,00 zł	2709,79 zł
II	10695,14 zł	20544,00 zł	2580,75 zł
III	11008,30 zł	20544,00 zł	2967,86 zł
IV	8655,96 zł	20544,00 zł	2838,83 zł
Razem	72083,42 zł	143808,00 zł	19355,63 zł



Rys. 3 *Rozkład kosztów eksploatacyjnych w hali maszynowej obróbki drewna*

.Przy powyższym rozkładzie największą część stanowią koszty związane z utrzymaniem pracowników 61%, najmniejszą koszty energii elektrycznej zużytej przez obrabiarki 8 %. Koszty utrzymania mikroklimatu stanowią 31 %. Chcąc zmniejszyć tę wielkość należałoby poprawić izolacyjność budynku oraz ograniczyć do minimum straty spowodowane przez nieszczelną stolarkę okienną, drzwiową, świetliki przez często otwierane bramy. Koszty te można również obniżyć przez stosowanie zasuw

odcinających przy niepracujących obrabiarkach, oraz przez stosowanie energooszczędnych instalacji odwiórowania dostosowanych do procesów pracy [W. Rybarczyk, 1991]. Dzięki takim rozwiązaniom można zmniejszyć ilość odciąganego powietrza, co znacznie obniża straty ciepła spowodowane pracą instalacji pneumatycznego odwiórowana.

PODSUMOWANIE

Przedstawione wyniki pomiarów i analiz wskazują, że wdrażanie rozwiązań energooszczędnych ma nie tylko wpływ na dodatnie efekty ekonomiczne przedsiębiorstwa, ale również na optymalizację mikroklimatu badanego pomieszczenia.

LITERATURA

[1] CHMIELOWSKI Andrzej: *Mikroklimat stanowiska pracy.* Polski Instalator nr 1/96.
[2] GIECIEWICZ Przemysława, Krzysztofik Włodzimierz i inni : *Ergonomia i ochrona pracy w przemyśle drzewnym.* Państwowe Wydawnictwa Rolnicze i Leśne. Warszawa 1982
[3] KOCZYK Halina, Antoniewicz Bronisława: - *Bilans energetyczny budynku modelowego w porównawczym sezonie grzewczym miasta Poznania.* C. O. W. nr 10/94
[4] PN - 91/B-02020.
[5] PN - 94/B-03406
[6] RYBARCZYK Witold, Uździcki Waldemar: *Zastosowanie energooszczędnych instalacji odwiórowania dostosowanych do procesów pracy w meblarstwie.* Przemysł Drzewny nr 8/91.

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116
NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Marlena PIONTEK*

WYSTĘPOWANIE GRZYBÓW PLEŚNIOWYCH W BUDOWNICTWIE MIESZKANIOWYM

Streszczenie

Przedstawiono wyniki badań nad występowaniem grzybów pleśniowych w budownictwie mieszkaniowym (mury, tynki, materiały wykończeniowe). W 80 pomieszczeniach mieszkalnych stwierdzono obecność 62 gatunków grzybów, należących do 28 rodzajów. Połowę (50%) stanowiły pleśnie, powszechnie występujące w przyrodzie, szczególnie w środowisku glebowym. W badanych mieszkaniach wystąpiło 26 gatunków pleśni, produkujących mykotoksyny.

1. WSTĘP

Występowanie grzybów pleśniowych w środowisku mieszkaniowym człowieka oraz w innych obiektach budowlanych użyteczności publicznej takich jak szkoły, biura, szpitale, sale gimnastyczne, obiekty rekreacyjne, kościoły, muzea, kina, teatry i inne oraz wynikające stąd przykre konsekwencje (ogromne straty materialne, choroby u ludzi i zwierząt) stały się przyczyną mojego zainteresowania tymi grzybami.

Produkowane przez grzyby pleśniowe zarodniki (aeroplankton) rozprzestrzeniły się na całej kuli ziemskiej wskutek przemieszczania się mas powietrza (głównie wiatrów) w otaczającej nas atmosferze (anemochoria).

Oligotroficzny sposób życia pleśni powoduje, że prawie w każdym obiekcie budowlanym znajdują one dostateczną ilość pożywienia do rozwoju i rozmnażania. Niezbędnym warunkiem do ich życia jest wilgotność (powyżej 20%) i temperatura (5° – 30° C).

Pleśnie często występują na wewnętrznych i zewnętrznych murach budowli, jeżeli były one zawilgocone, nawet okresowo. Przyczyn zawilgocenia ścian jest wiele. Są to wady technologiczne, zła klimatyzacja, niewłaściwa eksploatacja, zaniedbania remontowe, złe posadowienie budowli, powodzie.

Pojawieniu się pleśni towarzyszą: biokorozja materiałów budowlanych, obniżenie estetyki budynku, niszczenie magazynowanych produktów (np. żywność), skażenie powietrza mykotoksynami, zarodnikami i przykrymi zapachami.

Wzrost zainteresowania w ostatnich latach grzybami pleśniowymi wiąże się z tym, że pleśnie w budynkach oprócz biokorozji powodują pogorszenie warunków sanitarnych.

* dr inż. Marlena Piontek - Zakład Odnowy Środowiska, Politechnika Zielonogórska

Dostrzeżony został ujemny wpływ mykoflory pomieszczeń na zdrowie ludzkie. Pleśnie są przyczyną wielu chorób uczuleniowych. Dla alergików o zwiększonej liczbie zarodników grzybów pleśniowych w powietrzu atmosferycznym (najczęściej takich jak *Fusarium*, *Alternaria* i *Cladosporium*) podawane są specjalne komunikaty w środkach masowego przekazu. Powodują również migreny, infekcje dróg oddechowych, nieżyty przewodu pokarmowego, zapalenia błon śluzowych oczu i nosa. Występowanie i rozwój niektórych gatunków grzybów pleśniowych wiąże się z wytwarzaniem wysoko toksycznych metabolitów - mykotoksyn. Powodują one wiele bardzo groźnych chorób, jak rak wątroby i krwi (białaczka). Kontakt człowieka a zwłaszcza dzieci z gatunkami wytwarzającymi najgroźniejsze mykotoksyny takie jak aflatoksyny - *Aspergillus flavus* czy stachybotrytoksynę - *Stachybotrys chartarum* (*Stachybotrys atra*), może doprowadzić do zgonu.

Grzyby pleśniowe kojarzą się nam z szarymi, czarnymi i brunatnymi plamami na powłokach malarskich, tapetach, tynkach, wykładzinach, spoinach i konstrukcjach drewnianych. Zebrane ze ścian i przeniesione na podłoża hodowlane tworzą w warunkach laboratoryjnych barwne kolonie o misternie skonstruowanych wzorach, często zroszone barwnymi lub przeźroczystymi kroplami. Stają się przez to nie mniej atrakcyjne od grzybów kapeluszowych, może nawet ciekawsze bo rzadko w tej formie morfologicznej spotykane.

Na podstawie makroskopowych cech kolonii takich jak: struktura, barwa, wielkość i kształt, istnieje możliwość określenia niektórych grzybów do gatunku. W przypadku pozostałych, morfologia kolonii jest cechą diagnostyczną, ułatwiającą dokonywanie oznaczeń.

Pleśnie to potoczna nazwa mikroskopowych saprofitycznych grzybów z różnych grup systematycznych np. pleśniak, pędzlak, kropidlak i sierpik. Ich grzybnia rozwija się na różnych związkach organicznych, pokrywając je gęstym, białym lub barwnym kożuszkiem. Występują w przyrodzie i w najbliższym otoczeniu człowieka. W literaturze obcej noszą wspólną nazwę: Schimmelpilze (niem.), moisissures (franc.), moulds (ang.), plisni (czes.), плесни (ros.).

Celem niniejszej pracy było wyizolowanie jak największej liczby gatunków grzybów pleśniowych, powodujących niszczenie (korozję) wewnętrznych przegród budowlanych. Na podstawie informacji uzyskanych w piśmiennictwie fachowym, podano sposób ich odżywiania się oraz rolę w życiu człowieka.

2. MATERIAŁY I METODY

Badania nad występowaniem grzybów pleśniowych w pomieszczeniach mieszkalnych prowadzono na terenie miasta Zielona Góra oraz woj. zielonogórskiego, gorzowskiego i legnickiego. Grzyby izolowano z wewnętrznych powierzchni przegród budowlanych – fragmenty murów, tynki, materiały wykończeniowe: farby, tapety, spoiny i inne.

Pobrane próby wykładano na powierzchnię pożywki syntetycznej Czapek – Doxa i SNA oraz na pożywkę naturalną – agar słodowy [O. Fassatiova, 1983, H. Kwaśna, 1991], używając płytek Petri'ego.

Próby inkubowano w temperaturze pokojowej 18° – 22° C z zachowaniem rytmu dobowego dnia i nocy. Czas hodowli i obserwacji dla wyizolowanego gatunku wynosił około 21 dni.

Przynależność pleśni do gatunku określano makroskopowo, posługując się binokularem oraz przy pomocy mikroskopu.

Do oznaczeń taksonomicznych używano kluczy i atlasów [K. B. Raper, Ch. Thom, 1949, S. D. Garret, 1963, H. L. Barnett, 1965, K. B. Raper, D. J. Fennell, 1965, C. J. Alexopoulos, 1966, H. Zycha, R. Siepmann, 1969, J. I. Pitt, 1979, B. Sałata, W. Rudnicka-Jezierska, 1979, A. Skirgiełło, M. Zadara, M. Ławrynowicz, 1979, K. H. Damsch, W. Gams, Anderson Traute-Heidi, 1980, O. Fassatiova, 1983, G. C. Ainsworth, F.K. Sparrow, A. S. Sussman, 1992, G. S. de Hogg, J. Guarro, 1995].

W pracy zamieszczono (przykładowo) fotografie kolonii 6 gatunków pleśni z rodzaju *Penicillium* (Fot. 1-6).

3. WYNIKI BADAŃ

W przeprowadzonych badaniach mykologicznych 80 pomieszczeń mieszkalnych, wyodrębniono 62 gatunki grzybów pleśniowych, zaliczonych do 28 rodzajów (Tab. 1). W tabeli zamieszczono informacje o występowaniu poszczególnych gatunków pleśni w przyrodzie, sposobie ich odżywiania się oraz o produkowanych toksynach [O. Fassatiova, 1983].

TABELA 1

Grzyby mikroskopowe występujące w próbach z wewnętrznych przegród budowlanych.

Rodzaj	Gatunek			Produkowane toksyny
Absidia	*A. corymbifera* Sacc. et Trotter	s	○	patogeniczny
	A. glauca Hagem	s	○	
Acremonium	*A. bacillisporum* W. Gams	s-p		
	A. charticola W. Gams	s-p		
	A. murorum W. Gams	s	●	
	A. strictum W. Gams	s	○	w zaropiałym naskórku
Alternaria	*A. alternata* Keissler	s	●	w ranach zwierząt
	A. chartarum Preuss	s	●	
	A. tenuissima Wiltshire	s-p	●	
Aspergillus	*A. carbonarius* Thom	s		
	A. clavatus Desmazieres	s	●	patulina (klawacyna)
	A. flavus Link	s	●	aflatoksyny
	A. fumigatus Fressenius	s	●	fumigatyna, gliotoksyna

	A. niger van Tieghem	s	•	sterygmatocystyna
	A. ustus Thom et Church	s	•	kwas ustynowy
	A. versicolor Tiraboschi	s	○	sterygmatocystyna
Aureobasidium	*A. pullulans* Arnaud	s	•	
Beauveria	*B. bassiana* Vuillemin	s-p		
Botritis	*B. cinerea* Persoon ex Fries	s	•	alergizujący
Botryotrichum	*B. piluliferum* Sacc. et March	s	○	
Chaetomium	*Ch. elongatum* Czerepanova	s	○	
Cladosporium	*C. cladosporioides* de Vries	s-p	•	aflatoksyny
	C. herbarum Link ex Fries	s	•	ochratoksyny
	C. macrocarpum Preuss	s		
	C. sphaerospermum Penzig	s	•	na powierzchni ciała ludzi i zwierząt
Epicoccum	*E. purpurascens* Ehr. ex Schlecht.	s-p	•	
Fussarium	*F. culmorum* Saccardo	s-p		
	F. equiseti Saccardo	s-p		
	F. moniliforme Sheldon	s-p	•	kwas fuzariowy
	F. oxysporum Snyder et Hansen.	s-p	•	
	F. solani Saccardo	s-p	○	
	F. sambucinum Fuckel.	s		
	F. sporotrichioides Sherb	s-p		sporofuzaryna
Geotrichum	*G. candidum* Link	s-p	•	patogeniczny
Gilmaniella	*G. humicola* Barron	s	○	
Humicola	*H. brevis* Gilman et Abbott	s	○	
Monocillium	*M. indicum* S. B. Saksena	s		
Mucor	*M. circinelloides* van Tieghem	s	○	może wytwarzać toksyny
	M. mucedo Fresenius	s		patogeniczny
	M. plumbeus Bonorden	s	•	wytwarza toksyny
	M. racemosus Fresenius	s	•	wytwarza toksyny
Paecilomyces	*P. farinosus* Brown et Smith	p		
	P. marquandii Hughes	s-p		
Penicillium	*P. chrysogenum* Thom Fot. 1,2	s	•	kwas penicylinowy
	P. claviforme Bainier	s	•	patulina (klawiformina)
	P. cyclopium Westling Fot. 3	s	•	aflatoksyna, patulina
	P. expansum Link ex Gray Fot.4	s	•	patulina, cytrynina
	P. frequentans Westling	s	•	aflatoksyny, frekwentyna
	P. lanosum Westling Fot. 5,6	s		luteoskiryna
	P. meleagrinum Biourge	s	○	kwas penicylinowy
	P. notatum Westling	s	•	notatyna,

				ksantocylina
	P. viridicatum Westling	s	○	ochratoksyna A
	P. waksmanii Zaleski	s		
Rhizopus	*R. nigricans* Ehrenberg	s	●	wytwarza toksyny
Scropulariopsis	*S. brevicaulis* Bainier	s-p	●	
Stachybotrys	*S. chartarum* Hughes	s-p		stachybotrytoksyna
Thamnidium	*T. elegans* Link	s	●	
Trichoderma	*T. viride* Persoon ex Gray	s	●	scirpeny
Trichothecium	*T. roseum* Link ex Gray	s	●	trychotecyna
Tritirachium	*T. oryzae* (Vincens) de Hoog	s		
Ulocladium	*U. botrytis* Preuss	s		
Verticillium	*V. tenerum* Ness	s	○	

● – *bardzo rozpowszechniony w przyrodzie lub obficie występujący w glebie*

○ – *często występujący w glebie i powietrzu*

s – *saprofit*

s-p – *saprofit lub pasożyt*

p – *pasożyt*

Wśród 62 gatunków pleśni odkrytych na wewnętrznych przegrodach budowlanych, 31 gatunków należy do powszechnie występujących w przyrodzie, szczególnie w glebie. Trzynaście gatunków napotkać można zarówno w powietrzu, jak też w środowisku glebowym. Szesnaście gatunków najczęściej występuje na produktach rolnych i zbożach, powierzchni liści, papierze i słomie, na owadach i odchodach zwierząt. Do gatunków rzadko występujących w otaczającym nas środowisku należą *Monocillium indicum* i *Fusarium sambucinum*.

Na 62 gatunki grzybów pleśniowych występujących w budownictwie mieszkaniowym, 26 gatunków wytwarza mykotoksyny, 3 są patogeniczne, 3 występują w zaropiałych ranach i na powierzchni ciała ludzi i zwierząt. Jeden jest szczególnie alergizujący (*Botritis cinerea*).

Prawie wszystkie omówione wyżej pleśnie chorobotwórcze są gatunkami powszechnie występującymi w przyrodzie. 45 gatunków należy do saprofitów, pozostałe 17 gatunków może prowadzić saprofityczny lub pasożytniczy tryb życia (np. *Paecilomyces farinosus* jest pasożytem owadów).

4. DYSKUSJA

Grzyby potocznie nazywane pleśniami są grupą niejednorodną i dlatego nic mogą być zaklasyfikowane do wspólnego taksonu. Oddzielnej systematyki pleśni nie ma.

Przez mikrobiologów do pleśni zaliczane są grzyby komórczakowe, należące do gromady sprzężniaków (*Zygomycota*). Najbardziej rozpowszechnioną grupą grzybów jest tu rząd pleśniakowych (*Mucorales*), do którego należą między innymi takie znane rodzaje jak pleśniak (*Mucor*) i rozłożek *(Rhizopus*), oraz grzyby u których występuje stadium bezpłciowe – niedoskonałe, a zarodnikowanie jest przede wszystkim konidialne. Należą tu grzyby z gromady workowców (*Ascomycota*), z takimi znanymi

anamorfami rzędu *Eurotiales* jak kropidlak (*Aspergillus*), pędzlak (*Penicillium*), *Paecilomyces* (rząd *Clavicipitales*), *Cladosporium* i *Alternaria* (rząd *Dothideales*), sierpik (*Fusarium*, rząd *Hypocreales*) oraz grzyby z gromady *Deuteromycota* – grzyby konidialne (*Fungi imperfecti*). Taksonomia *Penicillium*, *Aspergillus* i wielu innych grzybów konidialnych jest dość skomplikowana. Pewne gatunki z tych rodzajów, które wytwarzają stadia płciowe są klasyfikowane jako workowce lub podstawczaki, podczas gdy inne gatunki są klasyfikowane jako grzyby konidialne, ponieważ zaobserwowano u nich tylko rozmnażanie bezpłciowe – niedoskonałe.

Do *Deuteromycota* (grzyby konidialne) zaliczamy anamorfy *Asco-* i *Basidiomycota*, jak również podobne do nich grzyby, które rozmnażają się wyłącznie bezpłciowo, bez fazy przemiany jąder [E. Müller, W. Loeffler, 1987]. Poprzednio określano je jako grzyby niedoskonałe (*Fungi imperfecti*), ponieważ nie stwierdzono, aby były zdolne do rozmnażania płciowego [E. P. Solomon i inni, 1996]. Całkowite włączenie tych organizmów do systemu *Asco-* i *Basidiomycota* nie jest jeszcze możliwe, dlatego więc praktycznie uzasadnione jest zebranie ich w jeden samodzielny takson form i nadanie im specjalnych nazw [E. Müller, W. Loeffler, 1987]. Jeżeli badania wykazują, że jakiś gatunek ma stadium płciowe, to jest on przenoszony do innej gromady grzybów [E. P. Solomon i inni, 1996].

Gromadę *Deuteromycota* dzieli się na trzy klasy: *Hyphomycetes*, *Coelomycetes* i *Blastomycetes* [E. Müller, W. Loeffler, 1987]. Do *Hyphomycetes* należy więcej niż połowa grzybów konidialnych. Jest ona reprezentowana przez jeden rząd *Moniliales*. Rząd ten dzieli się zwykle na 4 rodziny form: *Moniliaceae*, *Dematiceae*, *Stilbaceae* i *Tuberculariaceae*.

Zarówno w starym jak i nowym budownictwie znajduje się bardzo duża liczba mieszkań zainfekowanych grzybami pleśniowymi. Najczęściej są to łazienki, kuchnie, piwnice, balkony i werandy. Często również ściany szczytowe i podłogi pod różnego rodzaju wykładzinami. Przyczyną występowania pleśni jest zawsze zawilgocenie przegród budowlanych, spowodowane najczęściej wadami technologicznymi i usterkami, złą eksploatacją pomieszczeń i brakiem konserwacji.

Wyniki jakościowej analizy mykologicznej pomieszczeń mieszkalnych (80) dowiodły, że w zagrzybianiu przegród budowlanych bierze udział znaczna liczba gatunków pleśni (wyróżniono 62 gatunki).

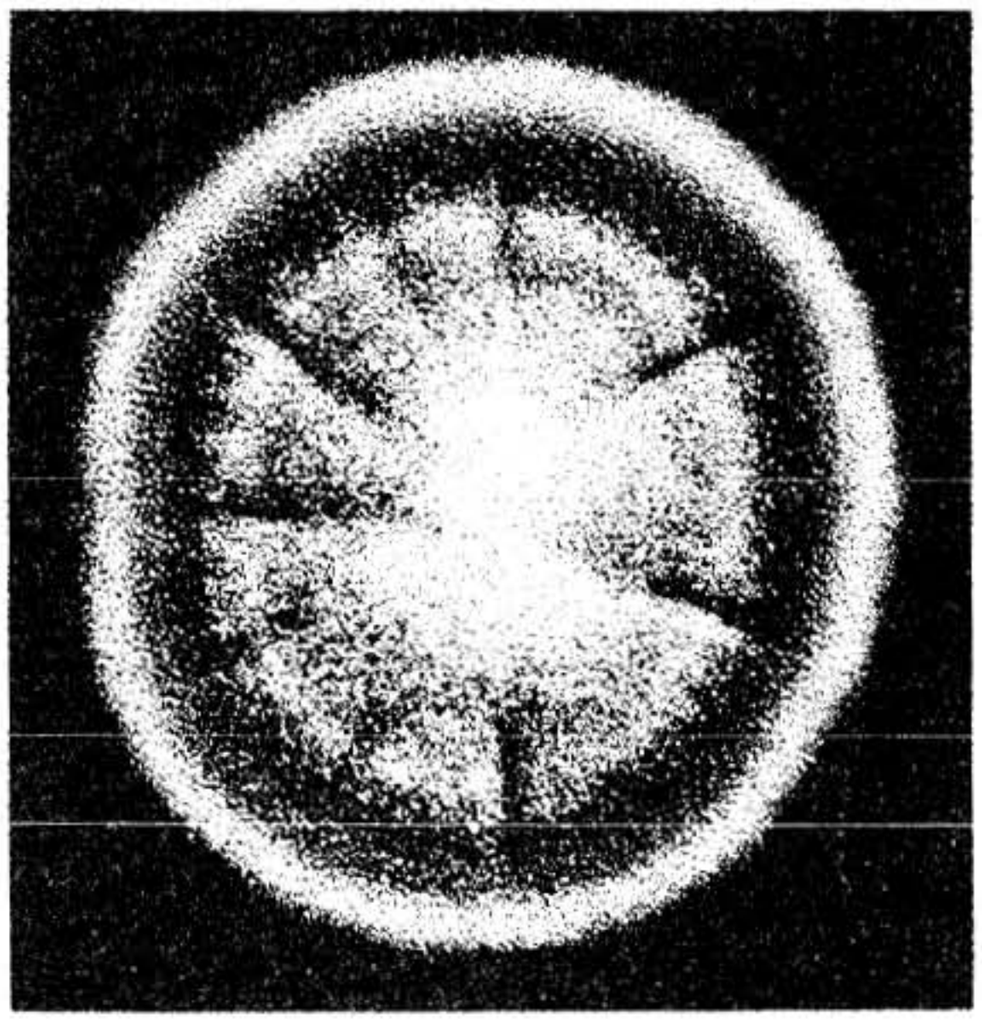
Grzyby są przyczyną szeregu chorób u ludzi i zwierząt. Znane są zagrożenia wywołane grzybami pleśniowymi jak:

- mykotoksykozy (zatrucia produktami wtórnej przemiany materii grzybów – mykotoksynami),
- alergie (nadwrażliwość na zarodniki),
- choroby infekcyjne (grzybice, ropiejące rany).

W ciągu ostatnich dziesięcioleci odkryto i opisano ponad 1000 metabolitów grzybowych o działaniu antybiotycznym lub toksycznym.

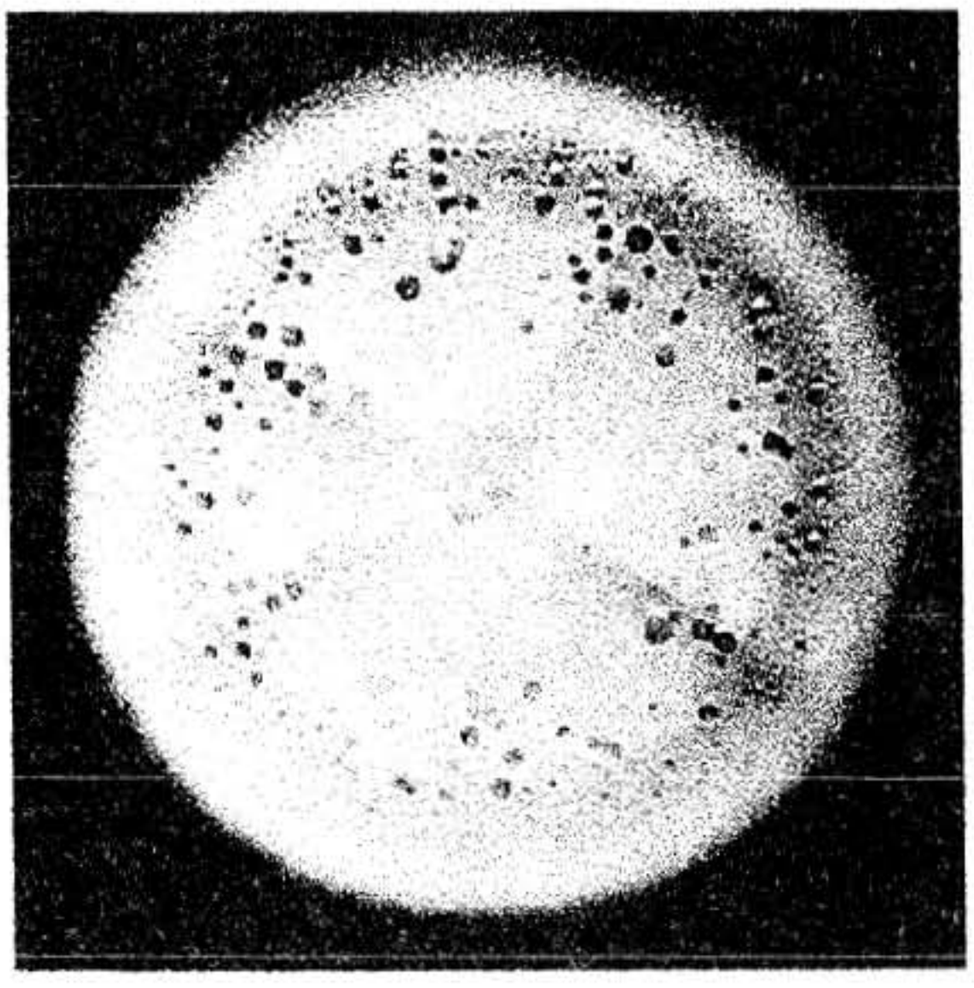
Mykotoksyny to związki typu aflatoksyn pobierane bezwiednie wraz z zainfekowanym lub skażonym przez grzyby pokarmem, wywołują u ludzi i zwierząt uszkodzenie wątroby, działają rakotwórczo, teratogennie, mutagennie, zaburzają reakcje immunologiczne. Prawdopodobnie działanie na poziomie molekularnym tych związków polega na powstawaniu połączeń pomiędzy toksyną i DNA oraz toksyną i RNA [E. Müller, W. Loeffler, 1987]. Najważniejszymi producentami aflatoskyn są *Aspergillus*

flavus i *A. parasiticus*. Ze względu na budowę znacznego fragmentu cząsteczki, aflatoksyny zaliczamy do kumaryn. W badanych obiektach do grzybów produkujących aflatoksyny należą: *Aspergillus flavus, Cladosporium cladosporioides, Penicillium cyclopium* (fot. 3), *P. ferquentans* (Tab. 1).



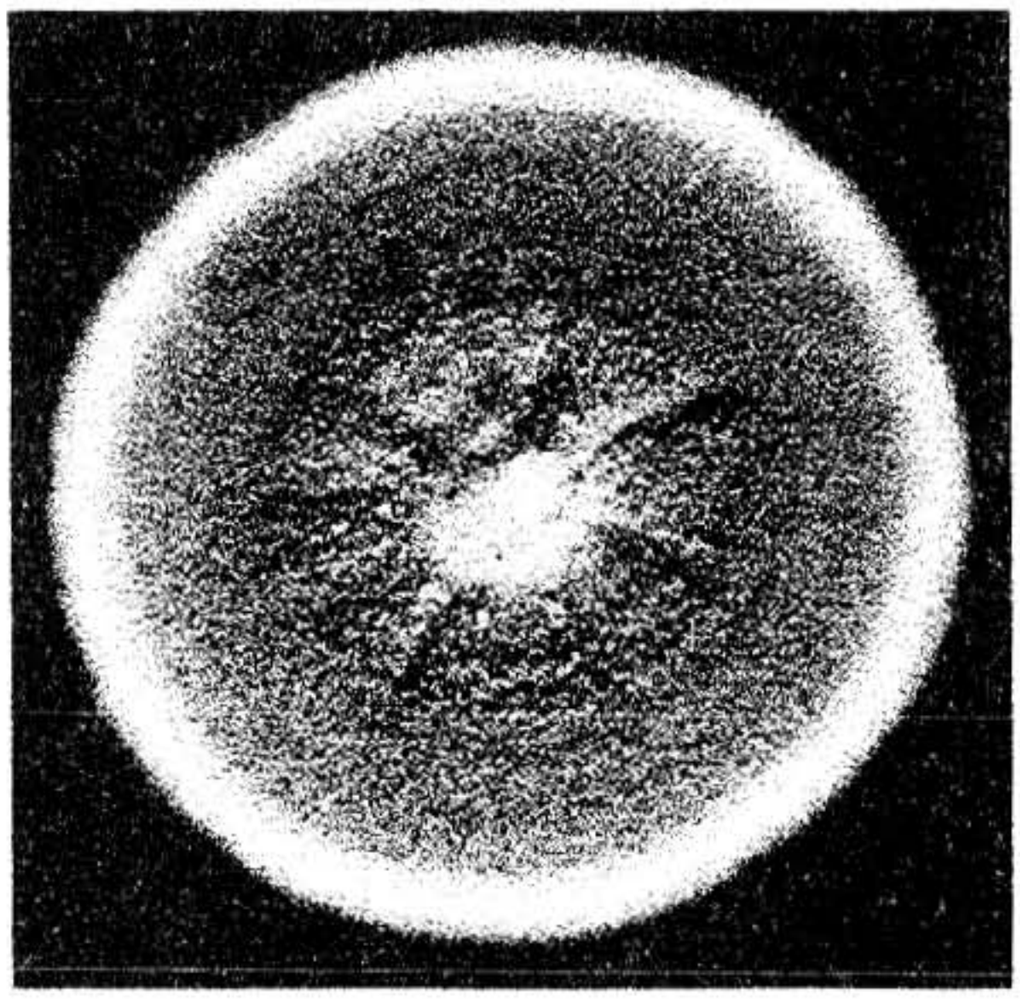
Fot. 1 *Penicillium chrysogenum* Thom

Kolonia w okresie pełnego zarodnikowania. Widoczne wyraźne promieniste sfałdowanie występujące również na dolnej stronie kolonii. Wytwarza penicylinę, kwas glukonowy i mannitol.



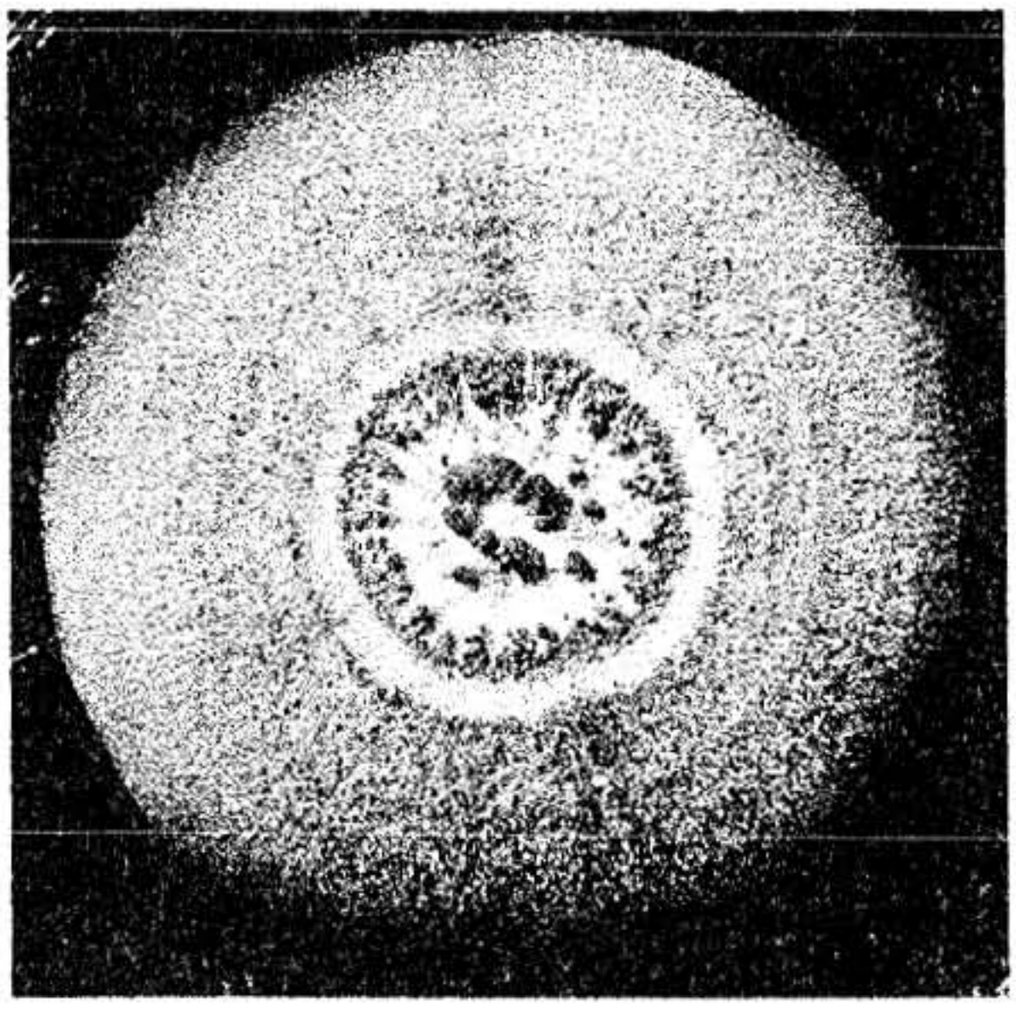
Fot. 2 *Penicillium chrysogenum* Thom

Kolonia młoda. Na jej powierzchni widoczna jest wydzielina w postaci licznych kropelek, które zlewają się w większe.



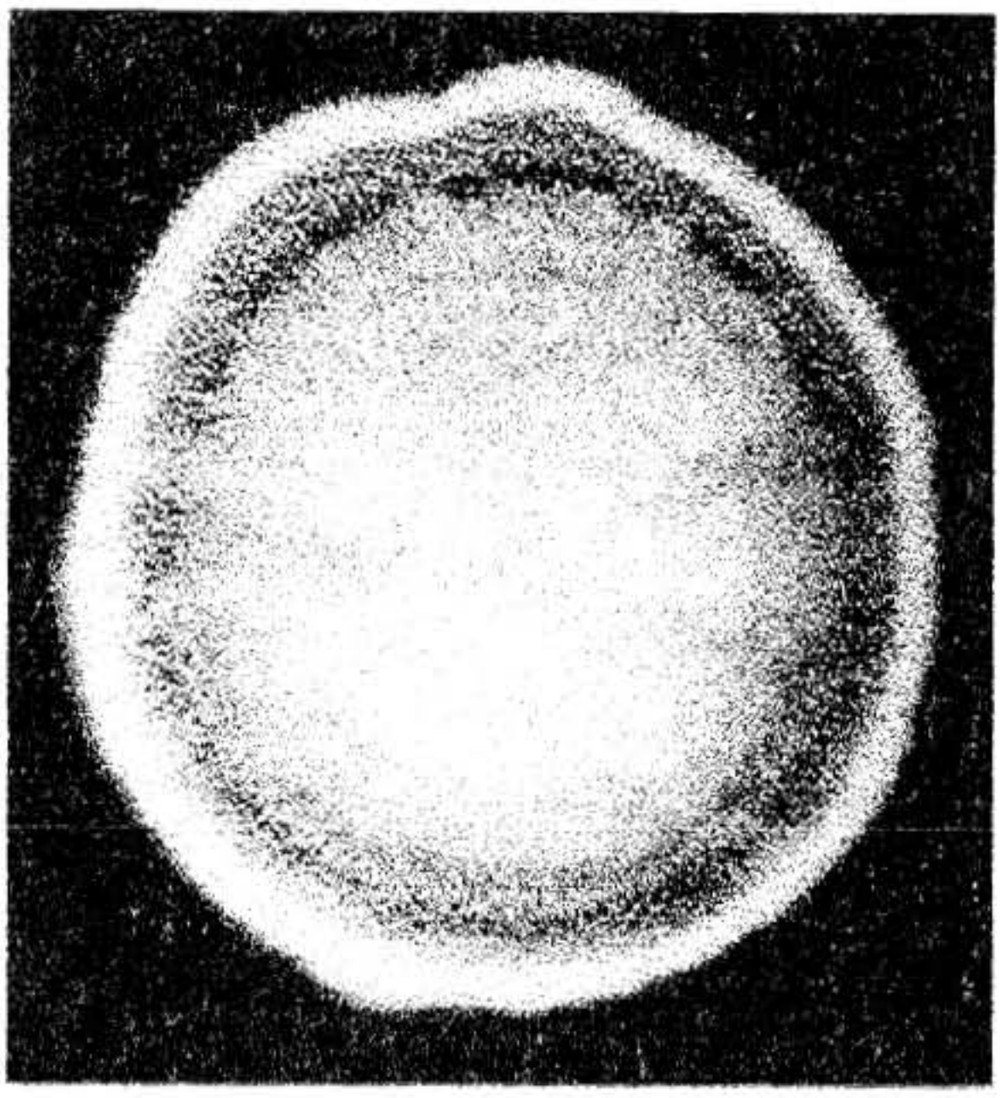
Fot. 3 *Penicillium cyclopium* Westling

Kolonia w okresie pełnego zarodnikowania. Widoczna typowa ziarnista powierzchnia. Brzeg ścisły, biały. Na powierzchni promieniste zmarszczki. Wytwarza aflatoksyny, puberulumtoksynę i patulinę.



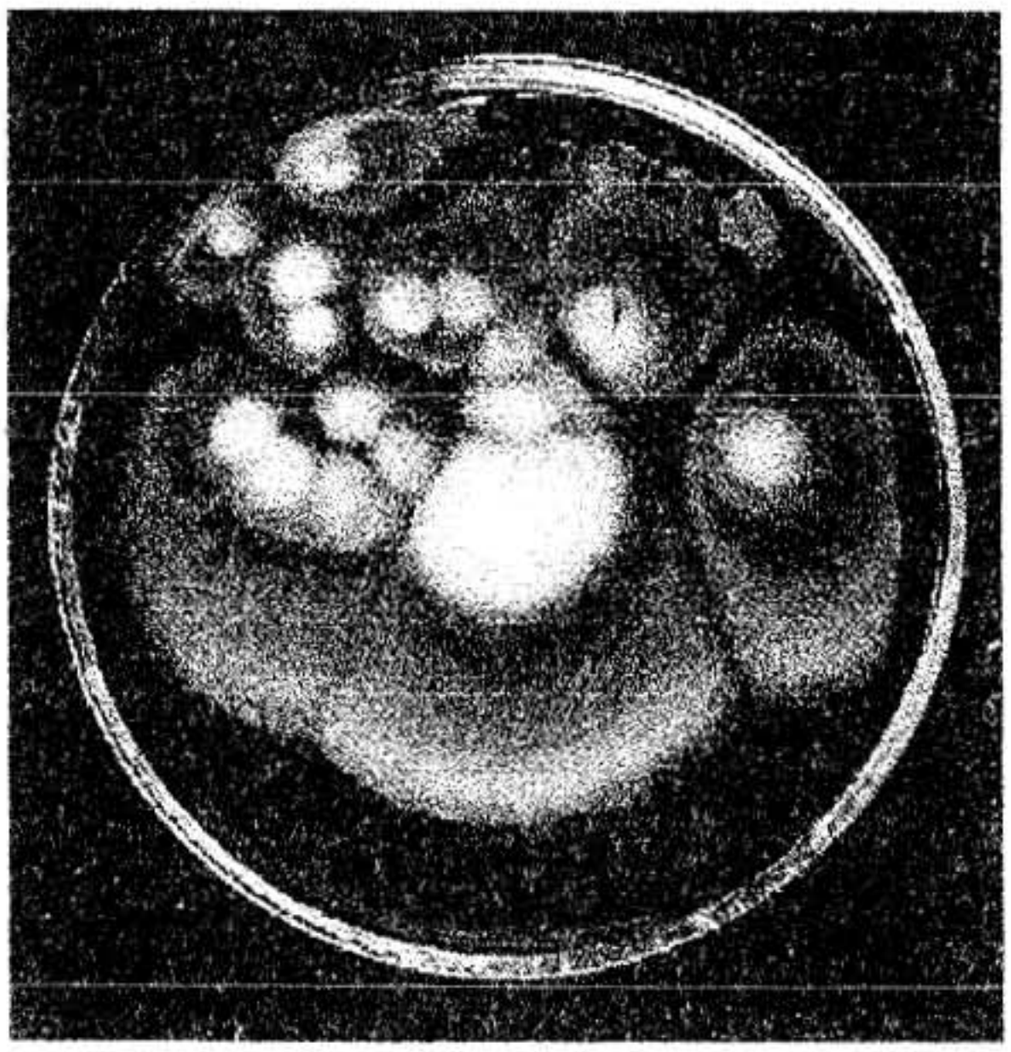
Fot. 4 *Penicillium expansum* Link

Widoczne drobne kępki konidioforów oraz współśrodkowe kręgi. Wytwarza mikotoksyny, patulinę i cytryninę.



Fot. 5 *Penicillium lanosum* Westling

Kolonia w okresie pełnego zarodnikowania. Środek kolonii wzniesiony. Wytwarza luteoskirynę.



Fot. 6 *Penicillium lanosum* Westling

Środek jasny, wzniesiony. Widoczne współśrodkowe kręgi.

Trychotecyny są truciznami kontaktowymi i u ludzi wywołują podrażnienia skóry, zapalenie spojówek itp.. Jeśli dostaną się wraz z paszą do organizmu zwierzęcego powodują zatrucia pokarmowe. W badanych obiektach trychotecyny produkuje *Trichothecium roseum* (Tab. 1). Toksyczność patuliny polega na zmianach w oddychaniu komórek i przepuszczalności ściany komórkowej. Patulinę znajdowano też w produktach przeznaczonych do spożycia przez ludzi (sok jabłeczny, spleśniały chleb, sfermentowane przez grzyby kiełbasy). W przeprowadzonych badaniach do grzybów produkujących patulinę należą: *Aspergillus clavatus, Penicillium claviforme, P. cyclopium* (fot. 3), *P. expansum* (fot. 4), (Tab. 1). Podstawą bardzo różnych efektów działania cytochalazanów jest ich ogólny wpływ na mikrotubule, a działanie epipolitiodioksopiperazyn (np. gliotoksyna, sporidesmina, chetomina) na łańcuch oddechowy. Z wyizolowanych grzybów gliotoksynę produkuje *Aspergillus fumigatus* (Tab. 1). Truciznami łańcucha oddechowego są też antrachinony i ksantomegina.

5. WNIOSKI

1) W 80 zagrzybionych obiektach budowlanych zidentyfikowano 62 gatunki pleśni zaliczane do 28 rodzajów.
2) Połowa z nich to powszechnie występujące w przyrodzie grzyby pleśniowe.
3) 45 gatunków należy do saprofitów, pozostałe 17 gatunków prowadzi saprofityczny lub pasożytniczy tryb życia.
4) Wszystkie wyizolowane w obiektach budowlanych grzyby pleśniowe wywierają ujemny wpływ na zdrowie człowieka (zatrucia, alergie, choroby infekcyjne).

6. LITERATURA

[1] AINSWORTH G.C., Sparrow F.K., Sussman A.S.: *The fungi. A Taxonomical Review with Keys: Ascomycetes and Fungi Imperfecti*. Acad. Press., N.Y., London, 1992.
[2] ALEXOPOULOS C.J.,: *Einführung in die Mykologie.* Gustav Fisher Verlag. Jena, 1966.
[3] BARNETT H.L.,: *Illustrated Genera of Imperfect Fungi.* Burgess Publ. Co., Minneapolis, 1965.
[4] DAMSCH K.H., Gams W., Anderson Traute-Heidi.,: *Compendium of soil fungi.* Acad. Press., London, New York, Toronto, Sydney, San Francisco, 1980.
[5] FASSATIOVA O.,: *Grzyby mikroskopowe w mikrobiologii technicznej.* WNT. Wa-wa, 1983.
[6] GARRET S.D.,: *Soil fungi and soil fertility.* Pergamon Press, New York, 1963.
[7] HOGG de G.S., Guarro J.,: *Atlas of Clinical Fungi.* Centralbureau voor Schimmelcultures. Baarn and Delft. The Netherlands, 1995.
[8] KWAŚNA H. i inni,: *Grzyby (Mycota), Tom XXII, Sierpik (Fusarium).* PAN, Inst. Bot., Warszawa-Kraków, 1991.
[9] KWAŚNA H.,: *Mykoflora występująca na zaprawie gipsowej ruin zespołu pałacowego w Lednogórze.* Ochrona Zabytków, 1, 1995.
[10] MÜLLER E., Loeffler W.,: *Zarys mikologii dla przyrodników i lekarzy.* PWRiL. Warszawa, 1987.

[11] PITT J.I.,: *The Genus Penicillium and its teleomorphic states Eupenicillium and Talaromyces.* Acad. Press. London, New York, Toronto, Sydney, San Francisco, 1979.
[12] RAPER K.B., Thom Ch.,: *A manual of the Penicillia.* The Williams and Wilkins Company, Baltimore, 1949.
[13] RAPER K.B., Fennel D.I.,: *The Genus Aspergillus.* The Williams and Wilkins Company, Baltimore, 1965.
[14] SAŁATA B., Rudnicka – Jezierska W.,: *Grzyby (Mycota). Tom XII.* PAN, Warszawa-Kraków, 1979.
[15] SKIRGIEŁŁO A., Zadara M., Ławrynowicz M.,: *Grzyby (Mycota). Tom X.* PAN, Warszawa-Kraków, 1979.
[16] SOLOMON E.P., Berg L.R., Martin D.W., Ville C.A.,: *Biologia.* Oficyna wydawnicza Multico, Warszawa, 1996.
[17] ZYCHA H., Siepmann R.,: *Mucorales.* D-3301 Lehre, Verlag von J. Cramer, 1969.

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116
NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Marlena PIONTEK, Izabela ŻUREK*

GRZYBY PLEŚNIOWE W BUDOWNICTWIE NA TLE WARUNKÓW FIZYCZNO – CHEMICZNYCH PODŁOŻA

Streszczenie

Analizowano występowanie pleśni na tle fizyczno – chemicznych cech, zagrzybionych tynków. Badane tynki wykazały duże zróżnicowanie pod względem mykologicznym. Stwierdzono wyraźną prawidłowość pomiędzy próbami zapleśniałymi i kontrolnymi w zakresie badań fizyczno – chemicznych podłoża.

1. WSTĘP

Z biologicznego punktu widzenia rozpowszechnienie grzybów pleśniowych jest uwarunkowane produkcją bardzo licznych zarodników oraz niezwykle skromnymi wymaganiami żywieniowymi, środowiskowymi i mikroklimatycznymi.
Struktura przegród budowlanych: materiały wykończeniowe, izolacyjne a także budowlane zawierają w swoim składzie wszystkie niezbędne do rozwoju grzybów substancje, mineralne i organiczne. Jeśli te ostatnie są w minimalnych ilościach, to dla drobnoustrojów stanowią wystarczające źródło związków węgla i azotu. Stosowane aktualnie w budownictwie materiały wykończeniowe (farby, kleje poliwinylowe), jak również rozdrobnione składniki ligno - celulozowe ułatwiają wzrost i rozprzestrzenianie grzybów, [M. Doleżal i inni, 1990].
Występowanie grzybów pleśniowych w budownictwie wiąże się z pojęciem – biokorozji. Korozja jest to termin, który dawniej stosowany był przede wszystkim przy opisie zjawisk niszczenia metali. Obecnie jego znaczenie jest szersze. Używany jest do określania procesów, zachodzących pod wpływem czynników chemicznych, fizycznych i biologicznych w różnych materiałach, [Z. Małecki i inni, 1996]. W wyniku korozyjnego oddziaływania środowiska, następuje zwykle pogorszenie ich właściwości użytkowych, a w przypadkach skrajnych całkowite zniszczenie substancji materialnej, [Z. Małecki i inni, 1996].
Najczęściej różne rodzaje korozji występują równolegle. Niszczenie substancji materialnych, znajdujących się w danym środowisku, powodowane jest selektywnym względnie synergistycznym oddziaływaniem czynników chemicznych, fizycznych i

* dr inż. Marlena Piontek - Zakład Odnowy Środowiska, Politechnika Zielonogórska
mgr inż. Izabela Żurek - Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów, Politechnika Zielonogórska

biologicznych. W przypadku materiałów budowlanych procesy korozji zachodzą głównie w środowisku atmosferycznym, ponieważ przeważająca część konstrukcji budynków jest wystawiona na działanie czynników klimatycznych oraz zanieczyszczeń powietrza. Małecki i inni (1996) wyróżniają następujące typy korozji: fizyczna, chemiczna, fizyko - chemiczna, biologiczna.
W literaturze fachowej nie napotkano prac, w których występowanie grzybów pleśniowych w obiektach budowlanych analizowanoby na tle fizyczno – chemicznych cech podłoża.
Wobec powyższego uznano za celowe przeprowadzenie stosownych badań (patrz. rozdz. 2)

2. MATERIAŁY I METODY

Badania nad występowaniem grzybów pleśniowych w budownictwie oraz ich wpływem na warunki fizyczno – chemiczne zasiedlonego podłoża prowadzono na terenie miasta Zielonej Góry i woj. zielonogórskiego w Mostkach k. Świebodzina i we wsi Wykroty.
Do analiz: biologicznej i fizyczno - chemicznej pobrano próby z pięciu obiektów budowlanych:

nr 1 - budynek gospodarski zbudowany z cegły w trakcie adaptacji na mieszkanie, wieś Wykroty, woj. zielonogórskie; brak izolacji poziomej i pionowej, podciąganie wody gruntowej,
nr 2 - łazienka w bloku z cegły, Zielona Góra, ul. Podgórna; mieszkanie szczytowe, niska izolacyjność cieplna,
nr 3 - część mieszkalna (sypialnia) w zamku z cegły w Mostkach k. Świebodzina; zniszczone orynnowanie obiektu, zacieki,
nr 4 - kuchnia w wieżowcu z płyt betonowych, Zielona Góra, Al. Wojska Polskiego; mieszkanie szczytowe, niska izolacyjność cieplna, przemarzanie ścian,
nr 5 - komin wentylacyjny z cegły w laboratorium dydaktycznym, Budynek Budownictwa PZ, Zielona Góra, ul. Podgórna; nieszczelne i nierówne pokrycie dachu, zacieki do komina wentylacyjnego.

2.1 Analiza mykologiczna

Do analizy mykologicznej pobierano próby z widocznymi oznakami pleśnienia. Grzyby izolowano z wewnętrznych powierzchni przegród budowlanych – fragmenty murów, tynki, materiały wykończeniowe: farby, spoiny i inne. Pobrane próby wykładano na powierzchnię pożywki syntetycznej Czapek – Doxa i SNA oraz na pożywkę naturalną – agar słodowy używając płytek Petri ego, [O. Fassatiova, 1983, H. Kwaśna,1991].
Próby inkubowano w temperaturze pokojowej 18° – 22° C z zachowaniem rytmu dobowego dnia i nocy. Czas hodowli i obserwacji dla wyizolowanego gatunku wynosił około 21 dni.
Grzyby oznaczano na podstawie analizy makroskopowej i mikroskopowej. Do oznaczeń używano kluczy i atlasów [K. B. Raper, Ch. Thom, 1949, S. D. Garret, 1963, H. L.

Barnett, 1965, K. B. Raper, D. J. Fennell, 1965, C. J. Alexopoulos, 1966, H. Zycha, R. Siepmann, 1969, J. I. Pitt, 1979, B. Sałata, W. Rudnicka – Jezierska, 1979, A. Skirgieło, M. Zadara, M. Ławrynowicz, 1979, K. H. Damsch, W. Gams, Anderson Traute – Heidi, 1980, O. Fassatiova, 1983, G. C. Ainsworth, F. K. Sparrow, A. S. Sussman, 1992, G. S. de Hogg, J. Guarro, 1995].

2.2 Analiza fizyczno – chemiczna

Materiał do analizy fizyczno – chemicznej stanowiły dwa rodzaje prób z wewnętrznych przegród budowlanych; z powierzchni 0,25 m^2 i grubości warstwy podłoża (tynki wewnętrzne) około 3mm, pobrano:

- w miejscach z widocznymi oznakami pleśnienia i analizowano w stanie świeżym (wilgotne) i po doprowadzeniu do stanu powietrzno suchego (próby nr 1, 2, 3, 4 i 5),
- w miejscach bez widocznych oznak pleśnienia i analizowano w stanie świeżym (wilgotne) i po doprowadzeniu do stanu powietrzno suchego (próby kontrolne nr 4_0 i 5_0).

Powietrznie suchą próbę rozcierano w moździerzu, po czym przesiewano przez sito o średnicy oczek 1 mm; [S. Kalembas, 1989].

Wykonano następujące oznaczenia:

- odczyn; metodą potencjometryczną przy stosunku (próba : woda) 1:2,5
- zawartość substancji organicznych; metodą miareczkową Walkleya wg Grewelinga - Peecha, [O. Nowosielski, 1974],
- sód, potas, wapń, magnez, cynk, ołów, kadm, nikiel, miedź, chrom ogólny; metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (AAS), (wg PN – 92/C – 04570/01).

3. WYNIKI

3.1 Badania mykologiczne

W próbach tynków pobranych z 5 obiektów, stwierdzono obecność 16 gatunków pleśni oraz drożdże (n. o.).

Uzyskane wyniki okazały się pod względem jakościowym wysoce zróżnicowane, bowiem każdy zidentyfikowany gatunek pojawił się w badanym materiale tylko jeden raz (Tab. 1).

TABELA 1

Analiza mykologiczna prób tynków pobranych w pomieszczeniach mieszkalnych i budynku gospodarskim.

Numer próby	Nazwa gatunku (pleśni)
1	*Thamnidium elegans* Link *Penicillium notatum* Westling *Verticillium malthousei* Ware *Geotrichum candidum* Link *Fusarium solani* (Martius) Saccardo *Stachybotrys chartarum* Hughes Drożdże n. o.
2	*Cladosporium cladosporioides* (Fresenius) de Vries *Acremonium strictum* W. Gams *Mucor racemosus* Fresenius
3	*Verticillium tenerum* Ness *Penicillium expansum* Link Drożdże n. o.
4	*Trichoderma koningii* Oudemans *Alternaria tenuissima* (Fries) Wiltshire
5	*Alternaria consortiale* (Thümen) Hughes *Penicillium thomii* Maire *Mucor circinelloides* van Tieghem

Najwięcej grzybów wyizolowano w budynku gospodarskim z cegły we wsi Wykroty (próba nr 1), najmniej w wieżowcu zbudowanym w systemie wielko – płytowym z betonu (próba nr 4). Przegrody budowlane z cegły w pozostałych obiektach zasiedlały po 3 gatunki pleśni. W dwóch próbach (nr 1 i 3) pleśniom towarzyszyły drożdże.

3.2 Badania fizyczno – chemiczne

TABELA 2

Charakterystyka fizyczno – chemiczna tynków zagrzybionych (nr 1- 5) oraz prób kontrolnych (nr 4_0, 5_0)

Wskaźnik	Jednostka	Numer próby						
		1	2	3	4_0	4	5_0	5
Wilgotność	%	nb	nb	nb	3,1	5,1	3,2	5,3
Odczyn	pH	7,72	10,26	8,24	9,63	9,19	8,20	8,00
Substancje organiczne	%	3	0,6	0,3	0,90	1,5	0,50	0,98
Zasadowość ogólna	%$CaCO_3$	47,33	nb	69,03	43,2	56,7	92,5	68,7
Makroskładniki								
Sód	g/kg s.m.	0,293	0,328	0,860	0,191	0,436	0,194	0,523
Potas	g/kg s. m.	0,506	0,451	4,015	0,306	0,396	0,691	1,591
Magnez	g/kg s. m.	1,787	7,889	7,632	13,407	13,705	13,232	13,475
Wapń	g/kg s. m.	114	82	151	93	108	302	198
Metale ciężkie								
Ołów	mg/kg s. m.	69	2341	315	963	113	56	85
Kadm	mg/kg s. m.	3,5	6,0	4,3	8	6	5	7
Miedź	mg/kg s. m.	11,4	26,0	16,0	7,9	7	9	9,9
Cynk	mg/kg s. m.	31	1181	288	21277	3542	816	664
Chrom og.	mg/kg s. m.	7	2558	35	46	11	24	39

Dostępne metody nie pozwalają na przeprowadzenie badań, określających rzeczywisty stan zagrzybionych podłoży, stąd prezentowane wyniki analiz fizyczno – chemicznych mogą w bardzo ograniczonym stopniu wyjaśnić zachodzące procesy na granicy grzybnia – podłoże.

O istnieniu oddziaływania pleśni na podłoże i odwrotnie, dowodzą wyniki badań prób zagrzybionych (nr 4 i 5) i odpowiadających im prób kontrolnych (nr 4_0 i 5_0) (Tab. 2).

Stwierdzono obecność istotnych różnic pomiędzy próbami zapleśniałymi i kontrolnymi, które dotyczyły kilku wskaźników (oznaczeń):

- próby zapleśniałe wykazały wyższą wilgotność, wyższą zawartość substancji organicznych, sodu i potasu,

- próby kontrolne, charakteryzowały wyższe wartości odczynu i wyższe zawartości cynku (Tab. 2).

Różnice dotyczące wilgotności, odczynu i zawartości substancji organicznych są zrozumiałe i uzasadnione. Różnice w przypadku sodu i potasu mogą świadczyć o zdolności kumulacyjnej tych dwóch pierwiastków przez pleśnie.
Niezrozumiałym natomiast pozostaje pojawienie się wyższych zawartości cynku w próbach kontrolnych.

4. DYSKUSJA

Grzyby potrzebują w bardzo małych ilościach określonych składników nieorganicznych, które muszą być dostarczane z pożywieniem. Najważniejszymi z nich są jony metali ciężkich. Z reguły wystarczające są stężenia rzędu miligrama na litr lub mniej (10^{-12} do 10^{-6}). Zapotrzebowanie na magnez i żelazo jest zwykle nieco większe. Niedostatek pierwiastków śladowych w pożywieniu ogranicza zwykle wzrost lub aktywność organizmów. Wyższe stężenia tych składników są często dla nich toksyczne. Stosunkowo niskie są wartości progowe dla rtęci i miedzi, poza tym dla siarki nie związanej w postaci siarczanów lub aminokwasów. Jest to wykorzystywane w niektórych preparatach grzybobójczych. Jony metali albo są silnie związane z białkiem (np. miedź lub cynk w metaloenzymach, bez grup prostetycznych, żelazo w chelatach jako porfiryny i połączenia hemowe, lub jako ugrupowania metaloflawinowe w oksydazach i dehydrogenazach. Służą też jako aktywatory różnych przemian enzymatycznych, np. magnez w glikolizie, mangan w różnych reakcjach cyklu kwasu cytrynowego i jon chlorkowy wzmagający aktywność α-amylazy [E. Müller, W. Loeffler, 1987].
Bakterie i grzyby odgrywają ważną rolę w procesach korozji, oprócz materii organicznej, występującej w przyrodzie mogą rozkładać również materiały przerobione lub użytkowane przez człowieka.[Z. Małecki, 1996].
W obiektach budowlanych występują substancje organiczne w ilościach mniejszych niż te, które mają do dyspozycji grzyby: np. glebowe. Są to materiały wykończeniowe np. powłoki malarskie, kleje, tapety, wykładziny, masy spoinowe a także drobne pyliste cząstki różnych substancji organicznych, nagromadzone w porowatych materiałach jak tynki, mury, różnego rodzaju płyty do betonowych włącznie, [E. H. Hueck – van der Plas, 1968, A. A. Lapidi, 1972, W. E. Krumbein, 1972, 1973, J Ważny, 1978, H. Kwaśna, 1995].
W obiektach budowlanych bardzo często występują grzyby z rodzajów *Aspergillus, Penicillium, Cladosporium, Alternaria, Fusarium* oraz grzyby z rzędu pleśniakowych (*Mucorales*) – próby nr 1 – 5, pospolicie występujące w przyrodzie, w tym w glebie [M. Piontek, w druku]. W pracach innych autorów [M. Kowalik, 1994] dotyczących sukcesji pleśni w glebach inicjalnych (surowe grunty zwałowisk pokopalnianych), stwierdzono stałą obecność pleśni z rodzajów *Aspergillus* i *Penicillium*. Wynika to stąd, że są one zdolne do zasiedlania środowisk niesprzyjających rozwojowi większości grzybów glebowych. Długotrwałe susze nie są dla nich czynnikiem ograniczającym w przeciwieństwie do pozostałych grzybów. W przedstawionej pracy rodzaj *Penicillium* występował w trzech z pięciu analizowanych prób (nr 1, 3 i 5). W okresach suszy stwierdzono zmniejszanie się lub nawet całkowitą redukcję populacji grzybów z rzędu pleśniako-

wych (*Mucorales*). Ze znaczną częstotliwością występują one w glebach uwilgotnionych na początku okresu wegetacyjnego lub po deszczach [M. Kowalik, 1994]. Często biorą udział w procesie pleśnienia materiałów budowlanych (próba nr 1 *Thamnidium*, nr 2 i 5 *Mucor*).

Korozja chemiczna i fizyczna ułatwiają zasiedlanie materiałów budowlanych organizmom żywym. Zakres pH przy którym grzyby mogą się rozwijać jest dość szeroki (od 0,5 do 11) i zróżnicowany w zależności od gatunku grzyba. Najlepszy wzrost zachodzi na podłożach lekko kwaśnych, które występują w obiektach budowlanych ulegających destrukcji dzięki obecności kwasów: siarkowego, węglowego, azotowego i innych,[Z. Stramski,1986].

Jedynym czynnikiem, którego brak w środowisku może ograniczyć zdolność rozwoju i namnażania grzybów, jest wysoka wilgotność podłoża niezbędna do rozwoju grzyba, zwłaszcza w początkowym okresie – kiełkowania zarodników, wytwarzania pierwszych strzępek, [M. Doleżal, 1990]. W dalszych etapach wzrostu grzyba, zapewnienie wilgoci nie jest już tak niezbędne ponieważ procesy przemian własnego metabolizmu dostarczają dalszej wilgoci do środowiska. Wyrazem tych przemian metabolicznych są obserwowane w zagrzybionych budynkach zawilgocenia oraz charakterystyczny odór stęchlizny.

5. LITERATURA

[1] AINSWORTH G. C., Sparrow F. K., Sussman A. S.: *The fungi. A Taxonomical Review with Keys: Ascomycetes and Fungi Imperfecti*. Acad. Press., N.Y., London, 1992.

[2] ALEXOPOULOS C. J.,: *Einfuhrüng in die Mykologie*. Gustav Fisher Verlag. Jena, 1966.

[3] BARNETT H. L.,:*Illustrated Genera of Imperfect Fungi*. Burgess Publ. Co., Minneapolis, 1965.

[4] DAMSCH K. H., Gams W., Anderson Traute – Heidi.,: *Compendium of soil fungi*. Acad. Press., London, New York, Toronto, Sydney, San Francisco, 1980.

[5] DOLEŻAL M. i inni,: *Grzyby pleśniowe w budynkach mieszkalnych*. SOS PGM „Inwestprojekt", Łódź, 1990.

[6] FASSATIOVA O.,: *Grzyby mikroskopowe w mikrobiologii technicznej*. WNT. Wa-wa, 1983.

[7] GARRET S. D.,: *Soil fungi and soil fertility*. Pergamon Press, New York, 1963

[8] HOGG de G. S.,Guarro J.,: *Atlas of Clinical Fungi*. Centralbureau voor Schimmelcultures. Baarn and Delft. The Netherlands, 1995.

[9] HUECK – VAN DER PLAS E. H.,: *The micro – biological deterioration of porous building materials*. Int. Biodeterior. Bull., 4(1), 1968.

[10] KALEMBAS S., Kalembas D., Żołądek J.,: *Gleboznawstwo i chemia rolnicza*, WSRP Siedlce, 1989.

[11] KOWALIK M.,: *Grzyby gleby inicjalnej rekultywowanego zwałowiska kopalni siarki „Machów"*, Arch. Ochr. Środ. 1 – 2, 1994.

[12] KRUMBEIN W. E.,: *Role des microorganismes dans la genese la diagenese et la degradation des roches en place*. Rev. Biol. Ecol. Sol., 9, 1972.

[13] KRUMBEIN W. E.,: *Über den Einfluss von Microorganismen auf die Bausystem verwitterung eine ökologische Studie.* Deutsche Kunst und Denkmalpflege, 31, 1973.
[14] KWAŚNA H. i inni,: *Grzyby (Mycota), Tom XXII, Sierpik (Fusarium).* PAN, Inst. Bot., Warszawa – Kraków, 1991.
[15] KWAŚNA H.,: *Mykoflora występująca na zaprawie gipsowej ruin zespołu pałacowego w Lednogórze.* Ochrona Zabytków, 1, 1995.
[16] LAPIDI A. A., Schippo G.,: *Some aspests of the growth of chemotrophic microorganisms on calcareous surfaces.* In: 1 er Colleque International sur la Deterioration des Pierres en Oeuvre. La Rochelle, 8, 1972.
[17] MÜLLER E., Loeffler W.,: *Zarys mikologii dla przyrodników i lekarzy.* PWRiL, Warszawa, 1987.
[18] NOWOSIELSKI O.,:*Metody oznaczania potrzeb nawożenia.* PWRiL, Warszawa, 1974.
[19] PIONTEK M.,: *Wystepowanie grzybów pleśniowych w budownictwie mieszkaniowym.* Zesz. Nauk. Politechniki Zielonogórskiej, Inżynieria Środ., 6, w druku.
[20] PITT J. I.,: *The Genus Penicillium and its teleomorphic states Eupenicillium and Talaromyces.* Acad. Press. London, New York, Toronto, Sydney, San Francisco, 1979.
[21] PRACA ZBIOROWA.: *Ochrona budowli przed korozją biologiczną.* PZTIB, Warszawa, 1983.
[22] PRACA ZBIOROWA pod red. Małeckiego Z.,: *Destrukcja obiektów i materiałów budowlanych.* Komitet Inżynierii Środowiska, PWN, 1996.
[23] RAPER K. B., Thom Ch.,: *A manual of the Penicillia.* The Williams and Wilkins Company, Baltimore, 1949.
[24] RAPER K. B., Fennel D. I.,: *The Genus Aspergillus.* The Williams and Wilkins Company, Baltimore, 1965.
[25] SAŁATA B., Rudnicka – Jezierska W.,: *Grzyby (Mycota). Tom XII.* PAN, Warszawa – Kraków, 1979.
[26] SKIRGIEŁŁO A., Zadara M., Ławrynowicz M.,: *Grzyby (mycota). Tom X.* PAN, Warszawa – Kraków, 1979.
[27] STRAMSKI Z.,: *Korozja biologiczna w budownictwie.* CUTOB – PZITB, Stow. Mykol. Bud., Wrocław, 1986.
[28] WAŻNY J.,: *The influence of wood – destroying fungi on concrete.* In. Biodeterioration. Proceedings of the 4 th International Biodeterioration Symposium, Berlin, 1978. Pitman Publishing Limitet and The Biodeterioration Society, London, 1980.
[29] ZYCHA H., Siepmann R.,: *Mucorales.* D – 3301 Lehre, Verlag von J. Cramer, 1969.

POLITECHNIK ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 116
NR 7 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1998

Michał Drab

BADANIA NAD PRZYWRACANIEM PRODUKTYWNOŚCI GRUNTÓW PO EKSPLOATACJI KRUSZYWA BUDOWLANEGO

II. PLONY ROŚLIN UPRAWNYCH

Streszczenie

W niniejszej pracy przedstawiono plony roślin uprawionych w doświadczeniu założonym na terenie poeksploatacyjnym kruszywa budowlanego. Okazało się, że najbardziej przydatną dla tych warunków jest żyto ozime. Korzystnie działało pogłębienie orki. Wzrastające nawożenie mineralne wysoce istotnie różnicowało plony ziarna żyta.

Wstęp

Dotychczas prowadzone metody rekultywacji terenów przekształconych przez przemysł wydobywczy kruszywa budowlanego polegające na rozprowadzeniu nadkładu glebowego na powierzchnię wyrobisk, uprawie rośliny pionierskiej – łubinu nie zdają egzaminu.

Przekazane użytkownikom tereny „zrekultywowane" najczęściej leżą odłogiem. Plony zbóż na sporadycznie uprawianych skrawkach pól są niskie i wynoszą około 7q z ha.

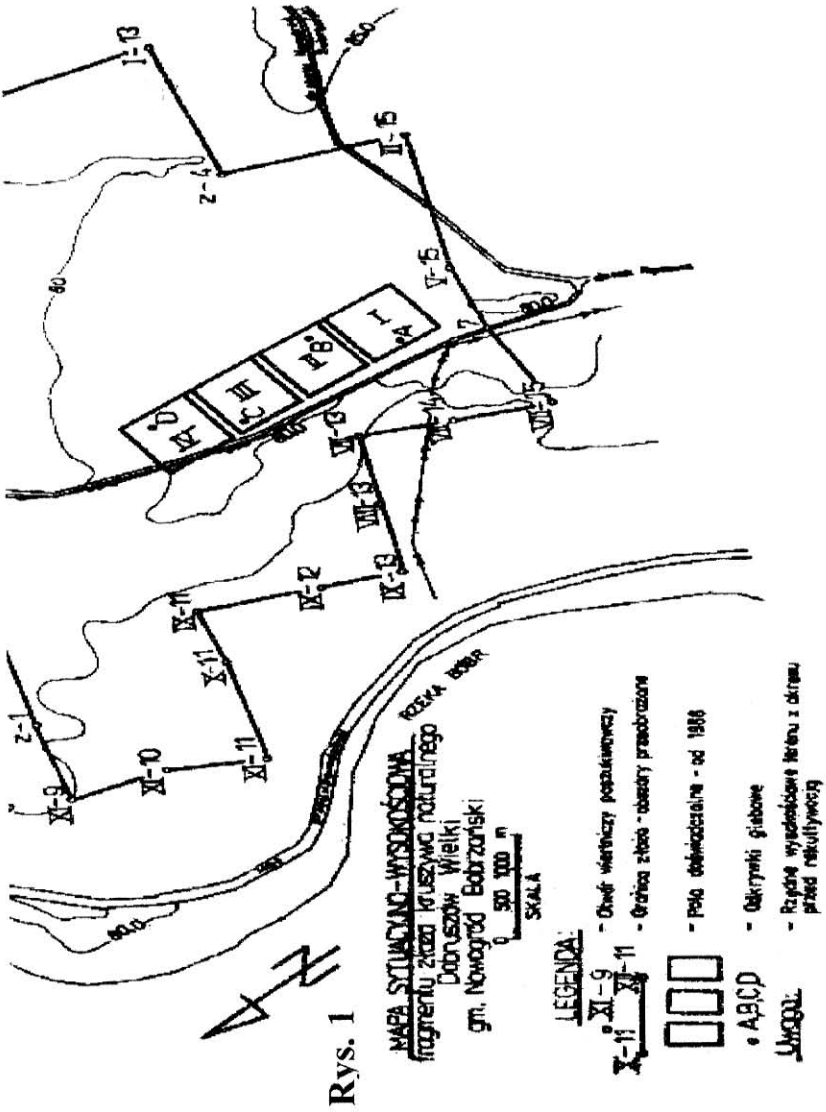
Prace badawcze mające na celu przywrócenie pełnej produktywności nowo powstałych gruntów rozpoczęto w oparciu o założenia „Modelu" PAN (1) opracowanego i sprawdzonego w Konińskim Zagłębiu Węgla Brunatnego.

Ważnym elementem w zagospodarowaniu nowo powstałych gruntów jest dobór roślin uprawnych. W warunkach Zagłębia Konińskiego wykazano dużą przydatność żyta ozimego (Gilewska 1991, Wasilewski 1979 a i b).

Celem niniejszej pracy było wskazanie, która z uprawianych roślin była najbardziej przydatna dla badanych warunków oraz ocena wariantów nawożenia mineralnego, które były stosowane na polach głęboko oranych: 35 i 25 cm głębokości.

Warunki i metodyka badań

Doświadczenie prowadzono na terenach przekształconych przez przemysł wydobywczy kruszywa budowlanego w Dobroszowie Wielkim koło Nowogrodu w woj. zielonogórskim. Lokalizację pól doświadczalnych przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1

W pierwszym roku doświadczenia uprawiano rośliny:
- rzepak ozimy odmiany Jantar – pole I,
- żyto ozime odmiany Dańkowskie Złote – pole II,
- jęczmień ozimy odmiany Odra – pole III,
- ziemniaki odmiany Elida – pole IV.

Doświadczenie założono bezpowtórzeniową metodą długich parcel Zade'go. Poletka posiadały wymiary: długość 80 m i szerokość 8 m. Wielkość pól pozwalała na stosowanie typowych w gospodarce wielkorolnej maszyn rolniczych.

Nawożenie mineralne pod ziemniaki stosowano według schematu:
1. Bez nawożenia NPK
2. N – 120, P_2O_5 – 60, K_2O – 200 kg/ha
3. N – 240, P_2O_5 – 60, K_2O – 200 kg/ha
4. N – 360, P_2O_5 – 60, K_2O – 200 kg/ha
5. N – 160, P_2O_5 – 400, K_2O – 320 kg/ha
6. N – 320, P_2O_5 – 400, K_2O – 320 kg/ha
7. N – 480, P_2O_5 – 400, K_2O – 320 kg/ha
8. Dawki jak w PGR Dobroszów: N – 100, P_2O_5 – 90, K_2O – 120 kg/ha

Nawozy fosforowe w postaci superfosfatu pojedynczego oraz potasowe w formie soli potasowej 50% stosowano jednorazowo po orce przed bronowaniem pola. Nawozy azotowe wysiewano w dwu dawkach: pierwszą – ½ dawki N w postaci mocznika przed sadzeniem a resztę w postaci saletry amonowej przed kwitnieniem ziemniaków.

Sprzęt ziemniaków wykonano w pierwszych dniach września (po uschnięciu łętów), wykopując ręcznie (losowo wybrane) określone długości redlin. Po przeliczeniu uzyskano szacunkowe plony kłębów z ha. Dokonano też analizy pod względem udziału bulw o średnicach do 1 cm, 1-4, 4-6 i powyżej 6 cm.

Nawozy pod rzepak ozimy stosowano według schematu:
1. Bez nawożenia NPK + Ca
2. N – 100, P_2O_5 – 50, K_2O – 60 kg/ha + Ca
3. N – 200, P_2O_5 – 50, K_2O – 60 kg/ha + Ca
4. N – 300, P_2O_5 – 50, K_2O – 60 kg/ha + Ca
5. N – 140, P_2O_5 – 300, K_2O – 100 kg/ha + Ca
6. N – 280, P_2O_5 – 300, K_2O – 100 kg/ha + Ca
7. N – 420, P_2O_5 – 300, K_2O – 100 kg/ha + Ca
8. Dawki jak w PGR Dobroszów: N – 100, P_2O_5 – 90, K_2O – 100 kg/ha + Ca
9. N – 280, P_2O_5 – 300, K_2O – 100 kg/ha bez Ca

Nawożenie pod żyto ozime:
1. Bez nawożenia NPK + Ca
2. N – 100, P_2O_5 – 45, K_2O – 80 kg/ha + Ca
3. N – 200, P_2O_5 – 45, K_2O – 80 kg/ha + Ca
4. N – 300, P_2O_5 – 45, K_2O – 80 kg/ha + Ca
5. N – 100, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha + Ca
6. N – 200, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha + Ca
7. N – 300, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha + Ca
8. Dawki jak w PGR Dobroszów: N – 100, P_2O_5 – 90, K_2O – 120 kg/ha + Ca

9. N – 200, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha bez Ca

Nawożenie pod jęczmień ozimy:

1. Bez nawożenia NPK + Ca
2. N – 100, P_2O_5 – 45, K_2O – 80 kg/ha + Ca
3. N – 200, P_2O_5 – 45, K_2O – 80 kg/ha + Ca
4. N – 300, P_2O_5 – 45, K_2O – 80 kg/ha + Ca
5. N – 100, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha + Ca
6. N – 200, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha + Ca
7. N – 300, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha + Ca
8. Dawki jak w PGR Dobroszów: N – 100, P_2O_5 – 90, K_2O – 100 kg/ha + Ca
9. N – 200, P_2O_5 – 280, K_2O – 100 kg/ha bez Ca

Nawozy wapniowe zastosowano w ilości 5t/ha węglanu wapnia przed orką. Nawożenie fosforowo-potasowe w całych dawkach stosowano w formie superfosfatu pojedynczego i soli potasowej 50%-owej po orce. Nawożenie azotem w ilości ½ dawki w postaci saletry amonowej stosowano przed siewem roślin, pozostałą część wysiewano posypowo ¼ dawki – wczesną wiosną (2.04) i ostatnią część po upływie miesiąca to jest 2.05.

Sprzęt roślin wykonano w fazie dojrzałości pełnej, wykaszając ręcznie losowo wybrane 3 mikroparcele o powierzchni 1 m^2. Określano plony ziarna i słomy a po przeliczeniu plony z powierzchni 1 ha. Ustalono też procentowy udział chwastów w suchej masie ogółem.

W kolejnych latach doświadczenia (1988-1990) uprawiano żyto ozime w monokulturze na polach I i II (rys.1). Pole I corocznie orano na głębokość 35 cm. Pole II corocznie orano na głębokość 25 cm.

Na obu polach corocznie stosowano nawożenie mineralne według schematu:

1. Bez nawożenia NPK
2. N – 100, P_2O_5 – 45, K_2O – 80 kg/ha
3. N – 200, P_2O_5 – 45, K_2O – 80 kg/ha
4. N – 300, P_2O_5 – 45, K_2O – 80 kg/ha
5. N – 100, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha
6. N – 200, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha
7. N – 300, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha
8. Dawki jak w PGR Dobroszów: N – 100, P_2O_5 – 90, K_2O – 120 kg/ha
9. N – 200, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha

Formy nawozów mineralnych, terminy wysiewu nawozów oraz sprzęt żyta prowadzono podobnie jak w przypadku roślin zbożowych uprawianych w pierwszym roku doświadczenia.

Charakterystyka warunków glebowych

Właściwości fizyko-chemiczne gruntów przedstawiono w pracy (Drab 1988). Skład mechaniczny nowopowstałych gruntów jest silnie zróżnicowany. Zawartość części spławialnych w warstwie – 20 cm waha się w zakresie od 9 do 26%. Gęstość

objętościowa wynosząca od 1,60 do 1,80 g/cm świadczy o dużej zwięzłości, szczególnie ubite były warstwy podorne gleb. Odczyn badanych gruntów nie przekroczył pH 5,0. Zawartość makroelementów ogólnych i przyswajalnych form były niskie. Niskie też były zawartości mikroelementów. Przedstawione powyżej dane wskazują na wyjątkowo niekorzystne warunki nowopowstałych gruntów dla większości roślin uprawnych.

Charakterystyka warunków klimatycznych

Według Prawdzica i Kozmińskiego (1972) badany teren zaliczany jest do X krainy rolniczo-klimatycznej (pas pradolin południowych). Zaznaczają się tu wyraźnie wpływy oceanicznych mas powietrza nasuwających się od zachodu. Przeważają wiatry zachodnie, a średnie roczne wielkości opadów wynoszą od 570 do 650 mm. Średnia temperatura stycznia waha się od –1,5 do +1,5 ^{0}C, lipca od 18,0 do 18,5 ^{0}C. Średnia temperatura roczna za wielolecie wynosi 8,2 ^{0}C. Długość okresu wegetacyjnego – 223 dni. W lipcu występują niedobory wodne w związku z długotrwającymi okresami bezopadowymi (prawdopodobieństwo 30%).

W tabeli 1 przedstawiono wybrane parametry meteorologiczne Stacji Zielona Góra za wielolecie:

TABELA 1

Wybrane elementy klimatyczne. Dane dla Stacji Zielona Góra

Wyszczególnienie	Miesiące						
	I	II	III	IV	V	VI	VII
Opady w mm 1955-1964	31,3	36,7	36,6	47,1	65,9	67,1	82,5
Wilgotność w % 1881-1930	83,0	76,0	66,0	56,0	53,0	54,0	56,0
Temperatura w ^{0}C 1881-1930	-1,3	-0,3	3,1	7,7	13,7	16,3	18,1

Wyszczególnienie	Miesiące					Suma średnia roczna
	VIII	IX	X	XI	XII	
Opady w mm 1955-1964	87,1	45,6	48,4	37,3	44,0	625,6
Wilgotność w % 1881-1930	58,0	61,0	71,0	81,0	86,0	67,0
Temperatura w ^{0}C 1881-1930	16,9	13,5	8,4	3,1	0,0	8,2

Warunki meteorologiczne w latach prowadzenia doświadczenia były wyraźnie zróżnicowane. Poniżej zestawiono sumy opadów i średnie dobowe temperatury w miesiącach od stycznia do czerwca (wyliczono z danych dla Stacji Zielona Góra).

	Sumy opadów (mm) dla okresów			Średnie temperatury dobowe (^{0}C) z okresów		
	I-VI	III-VI	IV-VI	I-VI	III-VI	IV-VI
wielolecie	285	217	181	6,5	10,2	12,6
rok 1987	266	187	163	2,6	6,5	9,2
rok 1988	234	127	68	7,3	10,0	12,9
rok 1989	180	139	74	8,3	11,1	12,7
rok 1990	210	162	140	8,9	11,4	12,7

Powyżej zestawione dane wskazują, że w roku 1987 sumy opadów z poszczególnych okresów były najwyższe z porównywanych lat. Najniższe sumy opadów w tych okresach występowały w roku 1988.

Rok 1987 charakteryzował się również najniższymi temperaturami dobowymi analizowanych okresów. Różnice temperatur dobowych w porównaniu do roku 1988 wynosiły 4,7 ^{0}C z miesięcy I-VI, 3,5 ^{0}C z miesięcy III-VI i 3,7 ^{0}C z miesięcy IV-VI.

Omówienie wyników

Plony ziemniaków (tab. 2) były bardzo niskie. Najniższy wynik uzyskano na kombinacji bez nawożenia NPK – 2,08 t z ha. Bulwy ziemniaków były drobne. Procentowy udział frakcji drobnych 1-4 i 4-6 cm wynosił od 70 do 88% zbioru ogółem. Wyniki te świadczą o wyjątkowo niekorzystnych warunkach rozwoju ziemniaków na badanych gruntach.

TABELA 2

Plony ziemniaków oraz procentowy udział w plonie poszczególnych frakcji bulw

Lp.	Kombinacje nawozowe	Plon ogółem t	Procentowy udział frakcji w plonie ogółem			
			0-1 cm	1-4 cm	4-6 cm	pow. 6cm
1.	Bez nawożenia NPK	2,08	11,5	80,8	7,7	0,0
2.	N-100, P_2O_5-60, K_2O-200 kg/ha	3,40	15,3	15,0	61,2	8,5
3.	N-240, P_2O_5-60, K_2O-200 kg/ha	6,27	7,2	76,4	16,4	0,0
4.	N-360, P_2O_5-60, K_2O-200 kg/ha	5,67	9,2	66,7	21,9	2,2
5.	N-160, P_2O_5-400, K_2O-320 kg/ha	8,37	4,5	59,3	25,2	11,0
6.	N-320, P_2O_5-400, K_2O-320 kg/ha	7,87	5,8	43,2	29,0	22,0
7.	N-480, P_2O_5-400, K_2O-320 kg/ha	8,89	4,6	49,3	36,7	9,4
8.	N-100, P_2O_5-70, K_2O-120 kg/ha	7,47	4,5	62,4	28,4	4,7
	średnia	6,25	7,8	56,8	29,2	7,2

Zastosowane warianty nawozowe zwiększały plony bulw od 160% na najniższej dawce azotu do 427% na dawce azotu najwyższej. Oprócz azotu na plon bulw wpłynął też wyraźnie potas.

Z pozostałych roślin uprawianych w pierwszym roku doświadczenia najlepiej plonowało żyto ozime (tab. 3). Nawożenie mineralne powodowało wzrost plonów. Najwyższe zbiory ziarna uzyskano na kombinacji 7 (N – 300, P_2O_5 – 280, K_2O – 130 kg/ha + Ca), wzrost plonów w stosunku do wariantu bez nawożenia wyniósł 533%. Nieco niższe efekty uzyskano na kombinacjach 8 – 497%, 3 – 478% i 6 – 477% w porównaniu z kombinacją 1. Na poletkach żyta stwierdzono obecność chwastów Średni ich udział w stosunku do suchej masy plonów wyniósł 16,5%.

TABELA 3

Plony żyta ozimego w 1987 roku

Lp.	Kombinacje nawozowe	Plony [t]		Udział chwastów w stosunku do suchej masy ogółem [%]
		ziarno	słoma	
1.	Kontrola – bez NPK + Ca	0,71	1,99	3,4
2.	N-100, P_2O_5-45, K_2O-80 kg/ha + Ca	2,69	5,36	8,3
3.	N-200, P_2O_5-45, K_2O-80 kg/ha + Ca	3,40	6,39	15,5
4.	N-300, P_2O_5-45, K_2O-80 kg/ha + Ca	1,86	3,76	44,4
5.	N-100, P_2O_5-280, K_2O-130 kg/ha + Ca	1,55	3,26	35,8
6.	N-200, P_2O_5-280, K_2O-130 kg/ha + Ca	3,39	6,69	13,1
7.	N-300, P_2O_5-280, K_2O-130 kg/ha + Ca	3,79	6,60	19,5
8.	N-100, P_2O_5-90, K_2O-120 kg/ha + Ca	3,53	5,68	3,2
9.	N-200, P_2O_5-280, K_2O-130 kg/ha bez Ca	2,81	4,98	5,1
	średnia	2,63	4,96	16,5

Plony rzepaku ozimego (tab. 4) były niższe od plonów uzyskiwanych na glebach o lepszej kulturze (Budzyński W. i in. 1985).

Najwyższy plon ziarna rzepaku uzyskano na kombinacji 6 (N – 280, P_2O_5 – 300, K_2O – 100 kg/ha + Ca). Plony na pozostałych kombinacjach są znacznie niższe aczkolwiek zawsze przewyższają zbiory uzyskane na kombinacji 1 (bez nawożenia NPK).

TABELA 4

Plony rzepaku ozimego w 1987 roku

Lp.	Kombinacje nawozowe	Plony [t]		Udział chwastów w stosunku do suchej masy ogółem [%]
		ziarno	słoma	
1.	Kontrola – bez NPK + Ca	0,41	1,41	43,6
2.	N-100, P_2O_5-50, K_2O-60 kg/ha + Ca	0,77	1,74	55,8
3.	N-200, P_2O_5-50, K_2O-60 kg/ha + Ca	0,53	1,45	62,8
4.	N-300, P_2O_5-50, K_2O-60 kg/ha + Ca	0,99	2,45	51,7
5.	N-140, P_2O_5-300, K_2O-100 kg/ha + Ca	0,99	2,93	45,2
6.	N-280, P_2O_5-300, K_2O-100 kg/ha + Ca	2,15	3,32	34,1
7.	N-420, P_2O_5-300, K_2O-100 kg/ha + Ca	1,08	2,75	43,3
8.	N-100, P_2O_5-90, K_2O-100 kg/ha + Ca	1,35	2,87	41,4
9.	N-280, P_2O_5-300, K_2O-100 kg/ha bez Ca	1,11	1,76	45,9
	średnia	1,04	2,29	47,1

Średni udział chwastów w stosunku do suchej masy plonów zbieranych na polu rzepaku wyniósł 47,1%. Przy czym stopień zachwaszczenia na obiektach poszczególnych wariantów nawozowych był zbliżony, poza kombinacją 3 gdzie udział chwastów wyniósł 62,8%.

Najsłabsze wyniki uzyskano w przypadku uprawy jęczmienia ozimego (tab. 5). Plony ziarna wyniosły tu średnio 0,55t z ha. Słaba była też reakcja na zastosowane warianty nawożenia mineralnego. W porównaniu do pozostałych uprawianych roślin jęczmień był rośliną najbardziej zachwaszczoną. Chwasty całkowicie opanowały plantację a ich udział w plonach suchej masy wyniósł średnio 80,3%.

TABELA 5

Plony jęczmienia ozimego w 1987 roku

Lp.	Kombinacje nawozowe	Plony [t]		Udział chwastów w stosunku do suchej masy ogółem [%]
		ziarno	słoma	
1.	Kontrola – bez NPK + Ca	0,53	0,46	78,3
2.	N-100, P_2O_5-30, K_2O-60 kg/ha + Ca	0,81	0,67	71,6
3.	N-200, P_2O_5-30, K_2O-60 kg/ha + Ca	0,14	0,99	61,0
4.	N-300, P_2O_5-180, K_2O-100 kg/ha + Ca	0,67	0,52	76,6
5.	N-100, P_2O_5-180, K_2O-100 kg/ha + Ca	0,67	0,53	86,7
6.	N-200, P_2O_5-180, K_2O-100 kg/ha + Ca	0,50	0,35	90,2
7.	N-300, P_2O_5-180, K_2O-100 kg/ha + Ca	0,37	0,29	84,4
8.	N-100, P_2O_5-90, K_2O-100 kg/ha + Ca	0,18	0,15	88,2
9.	N-200, P_2O_5-180, K_2O-100 kg/ha bez Ca	0,10	0,14	86,0
	średnie	0,55	0,46	80,3

Plony żyta w kolejnych latach doświadczeń.

Analiza statystyczna wykazała, że wszystkie badane czynniki wysoce istotnie różnicowały plony ziarna żyta (tab. 6).

Najwyraźniej różnicowały plony kolejne lata doświadczeń. Należy podkreślić, że w kolejnych latach doświadczeń plony ziarna żyta były coraz wyższe. Na orce pogłębionej średni wzrost plonów w roku 1989 w stosunku do plonów z roku 1988 wyniósł 191% i w roku 1990 – 186%. Natomiast na orce średniej wartości te wynoszą 175 i 192%. Pogłębienie orki podniosło plony ziarna żyta. Zwyżka wyniosła średnio 0,35t ziarna z ha.

Zastosowane warianty nawożenia mineralnego powodowały wzrost plonów ziarna. Średnie najwyższe plony ziarna na obu rodzajach orek stwierdzono na kombinacji 6 (N – 100, P_2O_5 – 280, K_2O – 240 kg/ha).

TABELA 6

Plony ziarna żyta w t

Kombinacje nawozowe	Orka pogłębiona - 35 cm				Orka średnia - 25 cm			
	Lata				Lata			
	1988	1989	1990	$\bar{x}$	1988	1989	1990	$\bar{x}$
1. Kontrola bez NPK	1,05	1,47	1,36	1,29	0,51	0,94	1,01	0,82
2. N-100, P_2O_5-45, K_2O-120 kg/ha	2,16	1,90	1,56	1,87	0,94	1,10	1,24	1,09
3. N-200, P_2O_5-45, K_2O-120 kg/ha	1,27	2,02	1,78	1,69	1,65	0,96	1,32	1,31
4. N-300, P_2O_5-45, K_2O-120 kg/ha	0,73	2,71	2,05	1,83	0,96	1,70	1,62	1,43
5. N-100, P_2O_5-280, K_2O-240 kg/ha	0,84	2,62	2,67	2,04	0,74	1,89	1,92	1,52
6. N-200, P_2O_5-280, K_2O-240 kg/ha	1,72	2,63	2,78	2,38	1,14	3,32	3,24	2,57
7. N-300, P_2O_5-280, K_2O-240 kg/ha	0,73	2,77	2,92	2,14	1,02	2,01	2,64	1,89
8. N-100, P_2O_5-90, K_2O-120 kg/ha	0,40	1,87	2,05	1,44	0,57	1,40	1,52	1.16
9. N-200, P_2O_5-280, K_2O-240 kg/ha	1,43	1,84	2,12	1,80	0,98	1,72	2,01	1,57
średnia	1,15	2,20	2,14	1,83	0,95	1,67	1,83	1,48

NRI dla orek	0,34 t
NRI dla nawożenia mineralnego	0,73 t
NRI dla lat	0,31 t
NRI dla współdziałania lata x nawożenie mineralne	0,96 t

TABELA 7

Plony słomy żyta w t

Kombinacje nawozowe	Orka pogłębiona - 35 cm				Orka średnia - 25 cm			
	Lata				Lata			
	1988	1989	1990	$\bar{x}$	1988	1989	1990	$\bar{x}$
1. Kontrola bez NPK	1,53	2,13	2,02	1,89	0,82	1,10	1,52	1,15
2. N-100, P_2O_5-45, K_2O-120 kg/ha	3,21	3,29	2,34	2,95	1,45	2,20	1,82	1,83
3. N-200, P_2O_5-45, K_2O-120 kg/ha	1,65	3,12	2,85	2,54	2,32	2,62	2,05	2,33
4. N-300, P_2O_5-45, K_2O-120 kg/ha	1,04	3,65	3,48	2,72	1,21	3,38	2,48	2,36
5. N-100, P_2O_5-280, K_2O-240 kg/ha	1,32	3,37	4,26	2,98	1,05	3,35	2,62	2,34
6. N-200, P_2O_5-280, K_2O-240 kg/ha	2,82	3,72	4,45	3,66	1,85	5,90	4,82	4,19
7. N-300, P_2O_5-280, K_2O-240 kg/ha	1,03	4,20	4,96	3,40	1,42	4,30	4,45	3,39
8. N-100, P_2O_5-90, K_2O-120 kg/ha	0,65	3,02	3,05	2,24	0,76	2,58	2,32	1,89
9. N-200, P_2O_5-280, K_2O-240 kg/ha	2,15	3,20	3,02	2,79	1,56	2,97	3,01	2,51
średnia	1,71	3,30	3,38	2,80	1,38	3,16	2,79	2,44

NRI dla nawożenia mineralnego	0,85 t
NRI dla lat	0,50 t
NRI dla współdziałania lata x nawożenie mineralne	1,52 t

Plony słomy żyta (tab. 7) korespondują z plonami ziarna. Stwierdzono korzystną reakcję orki pogłębionej chociaż wpływu tego nie udowodniono statystycznie. Pozostałe czynniki, to jest lata jak i warianty nawożenia mineralnego, kształtowały plony słomy podobnie jak plony ziarna.

Dyskusja wyników

Produkcja rolnicza zależy od wielu czynników. Witek (1985) wymienia tu czynniki przyrodnicze, agrotechniczne i społeczno-ekonomiczne. Z warunków przyrodniczych główną rolę przypisuje się glebie, warunkom klimatycznym, rzeźbie oraz stosunkom wodnym. Wszystkie powyżej wymienione czynniki działają kompleksowo, a każdy z nich jest jednakowo ważnym.

Utwory glebowe na terenach przekształconych przez przemysł wydobywczy w Dobroszowie posiadają niekorzystne warunki dla wzrostu i rozwoju roślin (Drab 1988). Najważniejszymi w kształtowaniu plonów są właściwości fizyczne a szczególnie ubicie warstw podglebia. Uniemożliwia to wsiąkanie wody w głąb profilu glebowego. Nadmiar wody z opadów spływa po powierzchni, gromadząc się w zagłębieniach terenowych tworząc zastoiska wodne. Sytuacja taka wystąpiła w roku 1987. Wyższe opady w okresie zimowo-wiosennym, niższe temperatury spowodowały powstanie zastoisk wodnych. Najsilniej wystąpiło to na polu zajętym przez jęczmień ozimy. W tych warunkach znacznie lepiej rozwinęły się chwasty (kłosówka wełnista, miotła zbożowa, perz i szczaw polny) stwarzając konkurencję roślinom uprawnym. Konsekwencją było silne zmniejszenie plonów jęczmienia.

Z roślin uprawianych w pierwszym roku doświadczenia najbardziej przydatne dla tych warunków okazało się żyto ozime. Według Mercika (1989) żyto ozime jest najbardziej ze zbóż odporne na choroby, nicienie oraz zachwaszczenie, a tym samym jest gatunkiem najlepiej znoszącym ujemne skutki uprawy w monokulturze. Autor ten dla potwierdzenia swojej tezy przytacza wyniki ponad 100 letnich doświadczeń w Halle i 60 letnich w Skierniewicach.

Na wysoką przydatność żyta jako rośliny uprawianej na rekultywowanych gruntach wskazują też wyniki badań Gilewskiej (1991) i Wasilewskiego (1979 a i b).

Mając na uwadze przytoczone argumenty oraz wyniki doświadczenia z roku pierwszego, w kolejnych latach doświadczeń uprawiano żyto ozime. Zastosowano też wariant z pogłębioną orką. Zastosowanie głębszej orki przyczyniło się do polepszenia warunków wzrostu i rozwoju roślin. Uwidoczniło się to w zwyżce plonów, a różnicę plonów udowodniono statystycznie.

Zastosowanie wapnia w Dobroszowie pozytywnie wpłynęło na plonowanie roślin, szczególnie jęczmienia i rzepaku ozimego. (roślin wymagających wyższego odczynu gleb).

Wzrost plonów ziarna na kombinacjach 6 w stosunku do kombinacji 9 (bez wapna) wyniósł 193% u rzepaku i 500% w przypadku jęczmienia ozimego.

Żyto ozime – roślina tolerancyjna w stosunku do pH gleby, korzystnie zareagowało na zastosowanie nawożenia wapnem. Zwyżka plonów ziarna w pierwszym roku

doświadczenia (kombinacje 6 – 9) wyniosła 0,58t ziarna z ha. Korzystne działanie wapna wystąpiło też w latach następnych.

Dawki nawozów mineralnych w badanych wariantach są bardzo wysokie. Na glebach uprawnych taki poziom nawożenia jest nie spotykany. Ustalając dawki nawozów kierowano się potrzebą poprawy chemizmu gleb – Model PAN (1).

Należy podkreślić, że badane nowo powstałe grunty charakteryzują się wyjątkowo niekorzystnymi warunkami fizyko-chemicznymi.

Stosowanie nawożenia w wysokich dawkach na glebach wyczerpanych ze składników pokarmowych nazywa Czuba (1993) nawożeniem regeneracyjnym. Może to prowadzić do niekorzystnych zjawisk jak antagonizm, synergizm między poszczególnymi składnikami. Sytuacja taka nie miała miejsca w przypadku Dobroszowa. Stosowane wzrastające dawki nawozów podnosiły plony żyta. Najwyższe zbiory stwierdzono na najwyższych poziomach nawożenia.

Wydaje się, że poziom plonów żyta na badanym obiekcie ciągle był za niski. Uzyskane plony ziarna żyta były na poziomie osiąganych na kompleksach glebowych żytnich bardzo słabych (Witek 1985). Jak na pochodzenie materiału glebowego z terenu badań (mady średnie) uzyskane wyniki powinny być wyższe o około 10 q/ha.

Wnioski

Uzyskane wyniki pozwalają na sformułowanie poniższych wniosków:

1. Najbardziej przydatną rośliną dla badanych terenów okazało się żyto ozime a najmniej ziemniaki i jęczmień ozimy.
2. Zastosowane warianty nawożenia mineralnego zwiększały wysoce istotnie plony żyta ozimego uprawianego w monokulturze (lata 1988-1990). Najwyższe plony ziarna na orce średniej stwierdzono na kombinacji 6. Na orce pogłębionej najwyższe plony uzyskano na najwyższym nawożeniu mineralnym.
3. Pogłębienie orki do 35 cm wpłynęło wysoce istotnie na wzrost plonów żyta ozimego. Najwyższe też zaznaczyły się w roku 1989 (wzrost plonów o 0,53 tony z ha).
4. Zaznaczyła się wzrostowa tendencja plonowania żyta w miarę upływu lat. Średnie przyrosty plonów na orce pogłębionej w latach 1989 i 1990 w stosunku do plonów z roku 1988 wynosiły 191 i 186%. Na orce średniej wielkości te stanowiły 176 i 192 %.

Literatura

[1] BENDER J.: *Biologiczna rekultywacja zwałowisk pokopalnianych.* Międzynarodowe Czasopismo Rolnicze, RWPG 3, s.50-55, 1980.

[2] BUDZYŃSKI W. i inni: *Wpływ poziomu i terminu wiosennego nawożenia azotem na plonowanie odmian rzepaku ozimego.* Biul. IHAR, 157, s.123-134, 1985.

[3] CZUBA R.: *Regeneracyjne nawożenie gleby silnie wyczerpanej ze składników pokarmowych.* Roczniki Gleboznawcze t.44, z. 1/2, s.57-64, 1993.
[4] DRAB M.: *Charakterystyka właściwości fizyko-chemicznych gleb powstałych na terenach poeksploatacyjnych kruszywa budowlanego w Dobroszowie Wielkim k/Nowogrodu w województwie zielonogórskim.* Zeszyty Naukowe WSInż Zielona Góra, Inżynieria Środowiska, 84, s.105-121, 1988.
[5] GILEWSKA M.: *Rekultywacja biologiczna gruntów pogórniczych na przykładzie KWB „Konin".* Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, zeszyt 211, rozprawy naukowe, s.1-59, 1991.
[6] MERCIK S.: *Plonowanie żyta, pszenicy i ziemniaków w zależności od wieloletniego zróżnicowanego nawożenia i zmianowania. Cz.I Żyto.* Roczniki Gleboznawcze t.40, nr 1, s.191-201, 1989.
[7] PRAWDZIC K., KOZMIŃSKI CZ.: *Agroklimat województwa zielonogórskiego.* Zielona Góra 1972.
[8] WASILEWSKI S.: *Ocena przydatności gruntów pogórniczych Zagłębia Konińskiego do rekultywacji rolniczej. Cz.1. Właściwości gruntów pogórniczych.* Archiwum Ochrony Środowiska 1, s.57-79, 1979a.
[9] WASILEWSKI S.: *Ocena przydatności gruntów pogórniczych Zagłębia Konińskiego do rekultywacji rolniczej. Cz.2. Produktywność gruntów pogórniczych.* Archiwum Ochrony Środowiska 3-4, s.63-76, 1979b.
[10] WITEK T.: *Potencjalne możliwości produkcyjne gleb uprawnych Polski.* Roczniki Gleboznawcze t.36, nr 1, s.37-42, 1985.