

Krystyna Kosińska

**TESTY BIOCHEMICZNE
JAKO NARZĘDZIE OCENY PROCESÓW
BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW**

**BIOCHEMICAL TESTS AS A TOOL
FOR THE ASSESSMENT OF BIOLOGICAL
TREATMENT PROCESSES**

Słowa kluczowe: testy biochemiczne, osad czynny, szybkość uwalniania i poboru fosforu, szybkość nityfikacji, szybkość denityfikacji, szybkość poboru tlenu.

Keywords: biochemical tests, activated sludge, phosphorus release rate-PRR, ammonia utilization rate-AUR, nitrogen utilization rate-NUR, oxygen utilization rate-OUR.

Advances in wastewater treatment technology, as well as the ever increasing demands made on the wastewater treatment systems to be applied, have created the need for a quick assessment of the phenomena that occur in multi-stage wastewater treatment trains. The aim of the lecture was to substantiate the usefulness of biochemical tests as a tool for assessing the changes in the water pollutants due to the participation of the functional groups of the microorganisms that are present in the activated sludge. Consideration was given to relevant measuring methods and to the principles of determining the trends in, and the rates of, concentration variations for the investigated pollutants as a function of time by the PRR, AUR, NUR and OUR tests. Using the example of integrated treatment of the effluents from food industries and municipal sewage, it was shown that biochemical tests were of great help in assessing the effect of other wastewater than municipal sewage – and the effect of other substances than those typically found in municipal wastewater – on the rate of conversion of phosphorus compounds, on the nitrification and denitrification processes, and on the relation between total alkalinity and conversion of nitrogen compounds, when industrial and municipal wastewater is treated together. Physiological activity of the activated sludge was exemplified by the comparison and assessment of the rate of biomass respiration.

1. WPROWADZENIE

Określenie „testy biochemiczne” należy rozumieć jako badania zmian w funkcji czasu analizowanych wskaźników zanieczyszczenia, zachodzących przy udziale funkcyjnych grup drobnoustrojów, w tym wypadku osadu czynnego. Są to badania bardzo pomocne w określaniu podatności ścieków oraz występowania czynników toksycznych wpływających na biologiczny rozkład zanieczyszczeń. Pierwowzorem testów do oceny podatności ścieków na biologiczny rozkład i ich toksyczność było studium zmian BZT. Rozwój technologii oczyszczania ścieków i wzrost wymagań, jakim powinny sprostać systemy oczyszczania ścieków wymusił potrzebę szybkiej oceny zachodzących zmian w wielofazowych układach oczyszczania ścieków. Testy biochemiczne, jako narzędzia pozwalające określić i scharakteryzować funkcyjne grupy mikroorganizmów w biomase osadu czynnego w takich właśnie układach oczyszczania ścieków zostały wprowadzone na początku lat 90. przez badaczy duńskich – Uniwersytet Techniczny w Lyngby i niemieckich – Uniwersytet w Hanowerze [Baczyński 1998, Kristensen 1992]. Testy te zdobyły rangę standardowych oznaczeń do oceny kondycji fizjologicznej osadu czynnego i jego funkcyjnych grup drobnoustrojów (bakterie heterotroficzne, nityfikacyjne i denityfikacyjne oraz fosforowe). Podstawowym celem testów jest określenie właściwych dla nich szybkości jednostkowych procesów w przebiegu oczyszczania w danych warunkach, a także ocena toksyczności lub inhibicji substancji lub innych ścieków wprowadzanych do systemu oczyszczania. Są to następujące testy [Baczyński 1998, Kristensen 1992]:

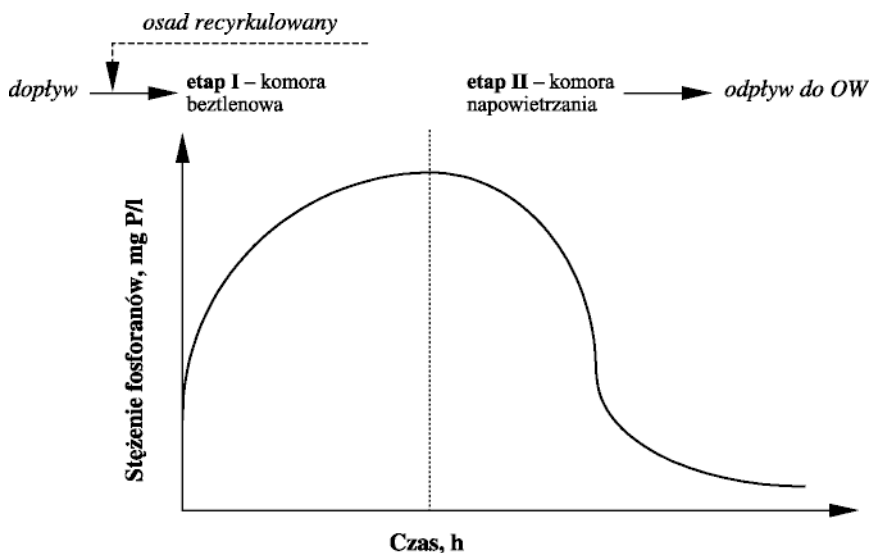
- 1) test uwalniania i poboru fosforu przez biomasę osadu czynnego (PRR – *Phosphorus Release Rate*);
- 2) test nityfikacji azotu amonowego (AUR – *Ammonia Utilization Rate*);
- 3) test denityfikacji azotanów (NUR – *Nitrogen Utilization Rate*);
- 4) test prędkości poboru tlenu przez biomasę (OUR – *Oxygen Utilization Rate*).

2. METODYKA BADAŃ

Osad czynny i ścieki w reaktorze, poddaje się mieszaniu lub napowietrzaniu. Mieszanie powinno być na tyle intensywne, by utrzymywać biomasę w stanie zawieszenia w całej objętości reaktora, ale nie powodować jej napowietrzania. Napowietrzanie powinno być drobno pęcherzykowe. W reaktorze należy określić zawartość biomasy osadu czynnego (g s.m./l, jak i jego frakcje: organiczną i mineralną. W czasie badań należy pobierać próbkę z częstotliwością minimum co 0,5 h, którą należy natychmiast przesączyć najlepiej przy zastosowaniu pompy próżniowej. W filtracie analizuje się wskaźniki właściwe dla poszczególnych procesów jednostkowych.

3. PRZEMIANY ZWIĄZKÓW FOSFOROWYCH W TESTACH UWALNIANIA I POBORU FOSFORU (PRR)

Test uwalniania i poboru fosforu składa się z dwóch etapów: w etapie I wymagane są warunki beztlenowe – zawartość reaktora jest lekko mieszana za pomocą mieszadła np. magnetycznego. Następuje tu uwalnianie fosforu z osadu czynnego. W etapie II konieczne jest napowietrzanie osadu. W tym czasie fosfor jest pobierany przez biomasę. Kierunki przemian związków fosforowych w obu etapach przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Zasada biologicznego usuwania fosforu ze ścieków

Fig. 1. Principle of biological phosphorus removal from wastewater

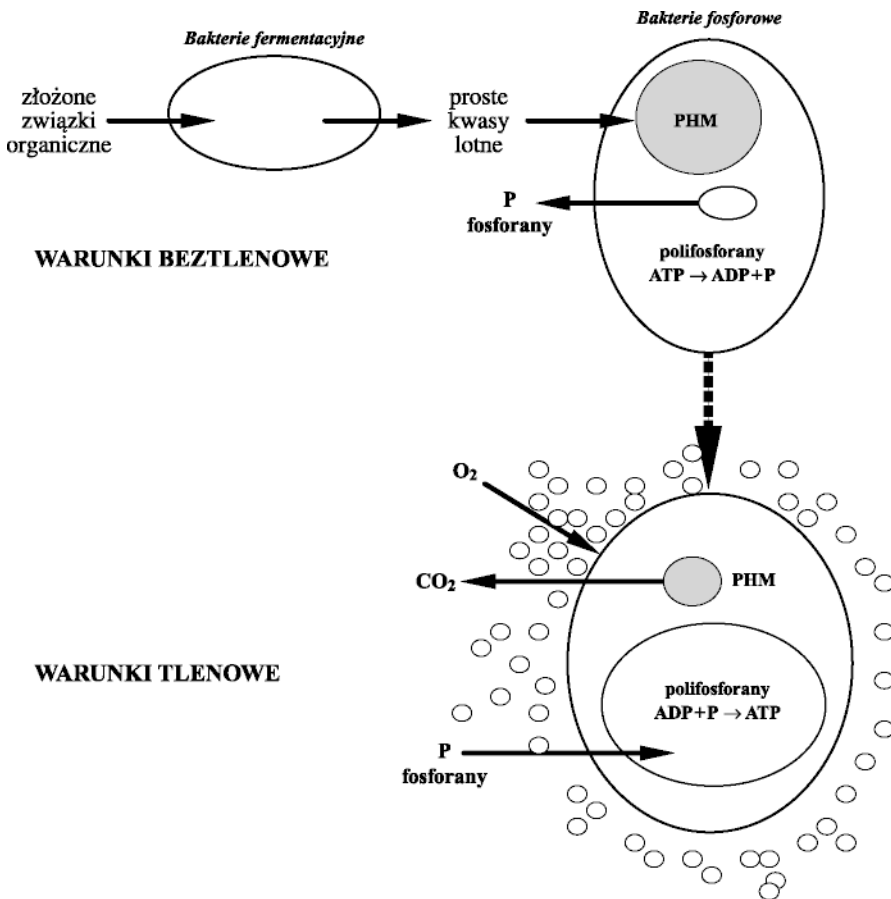
W etapie I biomasa, uwalniając fosfor do otoczenia, pobiera z niego w zamian substraty organiczne, najlepiej w postaci produktów kwaśnej fermentacji (KLT). Substraty te są magazynowane w komórkach w postaci polihydroksymaślanów (PHM). Wydzielenie fosforu z komórki jest metodą uzyskiwania przez nią energii w procesie odszczepiania fosforanu z ATP:



Ponowny pobór fosforu przez biomasę osadu następuje w warunkach tlenowych. Wtedy zachodzi spalanie PHM do CO_2 , pobór fosforanów i zmagazynowanie energii w odbudowanym ATP:



Zasada biologicznego usuwania fosforu ze ścieków opiera się na wytworzeniu optymalnych warunków do rozwoju drobnoustrojów fosforowych, w których mogą one w swoich komórkach zgromadzić znacznie więcej fosforu, niż wynika to z ich fizjologicznych potrzeb. Drogę przemian fosforu, jaka odbywa się w czasie oczyszczania ścieków przede wszystkim dzięki drobnoustrojom fosforowym, pokazano na rysunku 2.



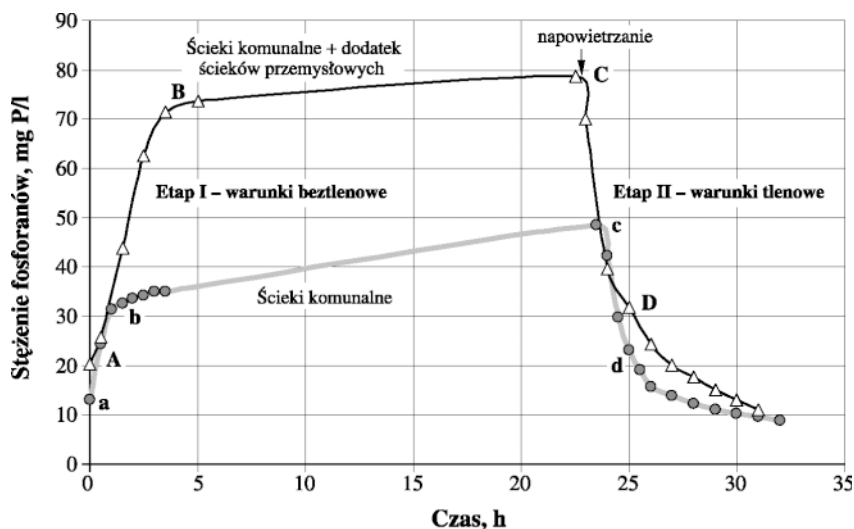
Rys. 2. Uwalnianie i pobieranie fosforu przez bakterie fosforowe osadu czynnego w warunkach beztlenowych i tlenowych

Fig. 2. Release and uptake of phosphorus by phosphorus bacteria in activated sludge under anaerobic and aerobic conditions

Przemienne poddawanie osadu czynnego warunkom beztlenowym wraz z dostępem do źródła LKT i następnie warunkom tlenowym sprzyja rozwojowi funkcyjnej grupy bakterii fosforowych: *Acinetobacter* sp. i *Arthrobacter* sp., które

mają zdolność pobierania i magazynowania zwiększonych ponad fizjologiczne potrzeby komórki ilości fosforu w postaci polifosforanów.

W teście tym w zależności od potrzeby określa się maksymalną (z krótkiego okresu) oraz średnią (z okresu dłuższego) szybkość uwalniania i poboru fosforu.



Rys. 3. Uwalnianie i pobór fosforu przez osad czynny w teście PRR dla ścieków komunalnych (układ odniesienia) i ścieków komunalnych z 20% udziałem ścieków z przetwórstwa spożywczego

Fig. 3. Release and uptake of phosphorus by activated sludge, determined by the PRR test in municipal sewage (reference system) and municipal sewage with wastewater from food processing accounting for 20% of the overall volume

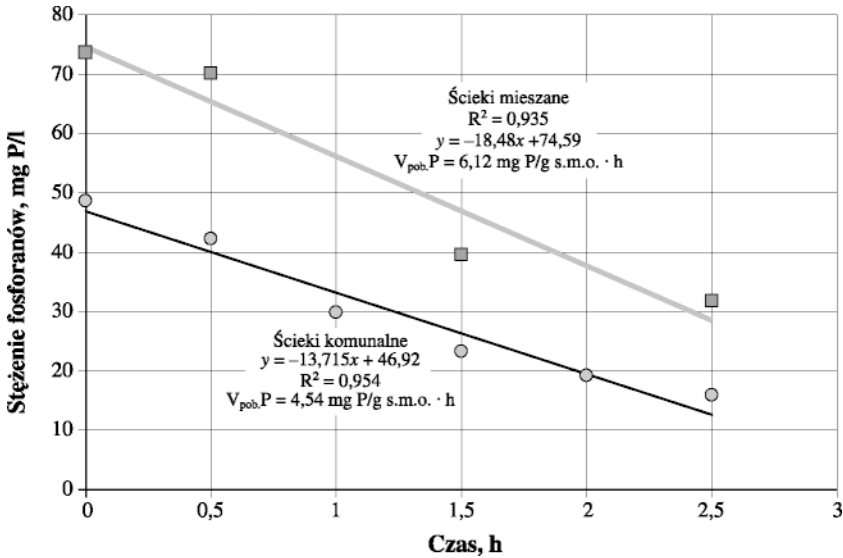
Na rysunku 3 pokazano dla przykładu wyniki omawianego testu, zastosowanego do oceny wpływu udziału 20% ścieków z przetwórstwa spożywczego (z przetwórstwa ziemniaków) w ściekach komunalnych na szybkość uwalniania, a następnie na szybkość poboru fosforu podczas realizacji koncepcji wspólnego oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych [Kosińska 1998, Kosińska, Miodoński 2001]. Testy uwalniania fosforu przeprowadzono w następujących warunkach:

- 1) zawartość tlenu w reaktorze: 0,0–0,1 mg O₂/l,
- 2) temperatura w reaktorze: 14,8–17,5°C.

Pobór fosforu przez osad czynny badano podczas testów nityfikacyjnych w warunkach:

- 3) zawartość tlenu w reaktorze: 4,5–6,2 mg O₂/l,
- 4) temperatura w reaktorze: 14,7–18,5°C.

Układem odniesienia był test wykonany tylko dla ścieków komunalnych. Odcinki krzywych AB (dla ścieków mieszanych) oraz ab (dla ścieków komunalnych) w etapie I posłużyły do określenia zależności liniowej zmian stężenia fosforu w ściekach w funkcji czasu, co pokazano na rysunku 4.



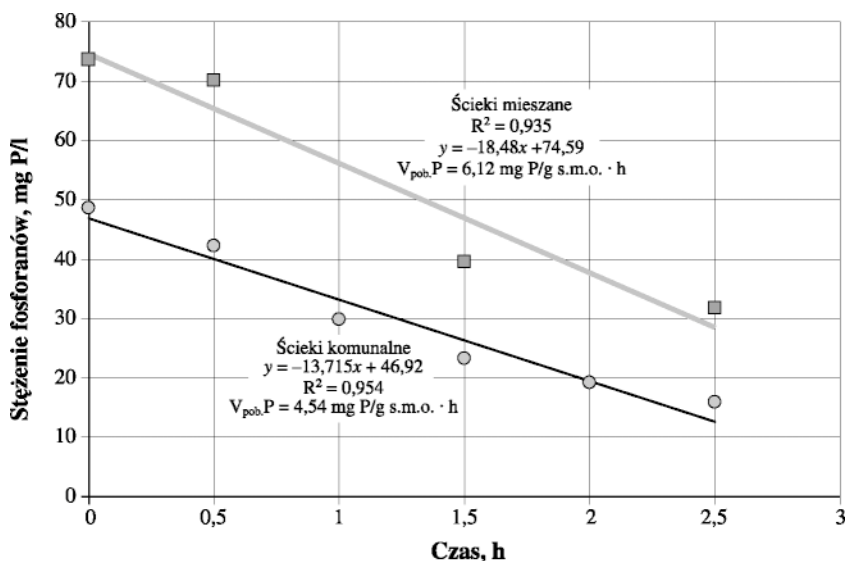
Rys. 4. Szybkość uwalniania fosforu z osadu czynnego podczas testu PRR dla ścieków komunalnych i ścieków komunalnych z 20% udziałem ścieków z przetwórstwa spożywczego

Fig. 4. Rate of phosphorus release from activated sludge during PRR test in municipal sewage and municipal sewage with wastewater from food processing accounting for 20% of the overall volume

Uwalnianie fosforu z biomasy przebiegało z podobną maksymalną prędkością: 6,11 mg P/g s.m.o. · h dla ścieków komunalnych oraz 6,1 mg P/g s.m.o. · h dla ścieków komunalnych z udziałem ścieków przemysłowych. Niemniej średnia prędkość uwalniania fosforu w takim samym czasie (3,5 h) pod wpływem ścieków przemysłowych była ponad 2-krotnie większa i wynosiła 4,82 mg P/g s.m.o. · h, natomiast dla ścieków komunalnych było to tylko 2,1 mg P/g s.m.o. · h.

Pobór fosforu przez osad czynny w warunkach tlenowych dla ścieków mieszanych (odcinek CD etapu II na rys. 3) w takim samym czasie (2,5 h) charakteryzowała większa o ok. 35% średnia szybkość w stosunku do układu odniesienia (odcinek cd na rys. 3). Funkcyjną zależność liniową przedstawiono na rysunku 5.

Wyniki te świadczą o tym, że w strukturze badanego osadu funkcjonują bakterie fosforowe, a warunki beztlenowo-tlenowe sprzyjały bytowaniu ich popula-



Rys. 5. Szybkość uwalniania fosforu z osadu czynnego podczas testu PRR dla ścieków komunalnych i ścieków komunalnych z 20% udziałem ścieków z przetwórstwa spożywczego

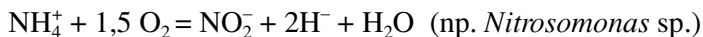
Fig. 5. Rate of phosphorus uptake by activated sludge during PRR test in municipal sewage and municipal sewage with wastewater from food processing accounting for 20% of the overall volume

cji w biomase osadu czynnego. Ponadto badane ścieki przemysłowe (z przetwórstwa ziemniaków) stanowiły dobre źródło przyswajalnego węgla, tak niezbędnego w beztlenowych przemianach związków fosforu.

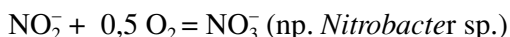
4. PRZEMIANY ZWIĄZKÓW AZOTOWYCH W TESTACH NITRYFIKACJI (AUR)

Wymagane warunki tlenowe – zawartość reaktora napowietrzana drobno pęcherzykowo. O przebiegu nityfikacji decydują dwie grupy funkcyjne osadu czynnego:

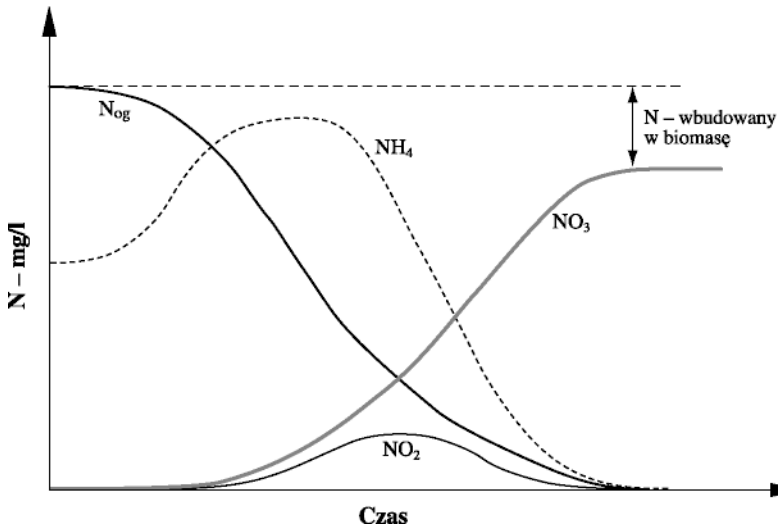
1) utleniająca azot amonowy do azotynów:



2) utleniająca azotyny do azotanów:



Kierunki zmian form azotu w czasie nityfikacji zilustrowano na rysunku 6. Przemiany te dotyczą przede wszystkim obniżenia stężenia azotu amonowego



Rys. 6. Kierunki zmian form azotu w czasie procesu nityfikacji. Ilość azotu wbudowanego w bio-
masę wynosi zwykle 8–12% biomasy

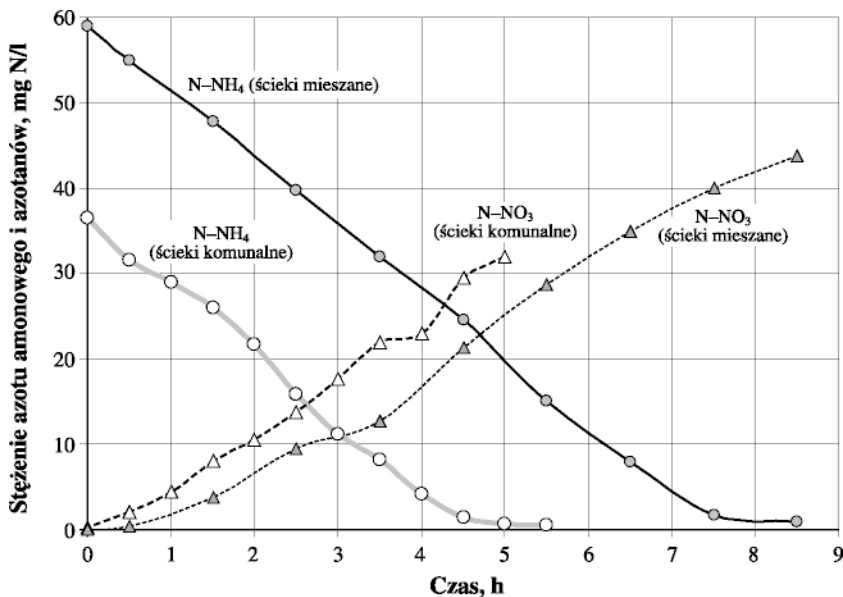
Fig. 6. Trends of change in nitrogen from during nitrification process. The amount of nitrogen
build in into the biomass generally ranges between 8 and 12% of the biomass

oraz wzrostu stężenia azotu azotanowego i okresowo zwiększenia ilości azotu azotynowego. O jakości procesu nityfikacji świadczy przede wszystkim powstanie azotanów. Za efektywny przebieg nityfikacji uznaje się proces, w którym uzyskuje się niemal całkowite utlenienie azotu amonowego poza częścią wykorzystaną na potrzeby fizjologiczne biomasy.

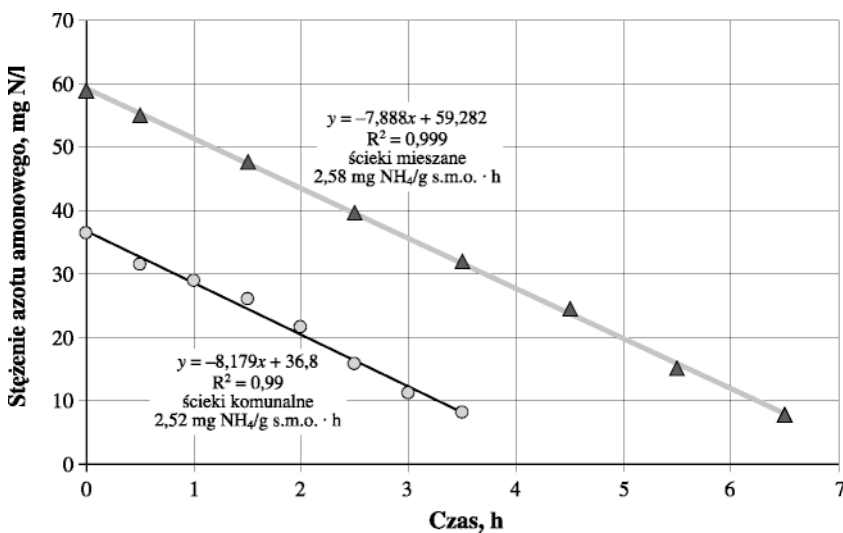
Przykład zastosowania badań testowych procesu nityfikacji do określenia wpływu ścieków przemysłowych na przebieg nityfikacji ścieków komunalnych przedstawiono na rysunku 7. Badania testowe prowadzono w następujących warunkach:

- 1) zawartość tlenu w reaktorze: 4,5–6,2 mg O_2/l ,
- 2) temperatura w reaktorze: 14,7–18,5°C.

Przebieg krzywych zmian stężenia azotu amonowego można uznać za podobny, choć znitryfikowanie azotu amonowego w ściekach z udziałem 20% ścieków przemysłowych do poziomu, jaki uzyskano dla ścieków komunalnych wymagało większego czasu ze względu na większe jego stężenie początkowe. Potwierdza to przedstawiona na rysunku 8 analiza funkcyjnych zależności zmian wskaźników zanieczyszczenia w czasie. Wykazała ona, że jednostkowa szybkość nityfikacji w obu układach badawczych była podobna i wynosiła odpowiednio 2,52 mg NH_4/g s.m.o. · h i 2,58 mg NH_4/g s.m.o. · h.



Rys. 7. Przebieg zmian form azotu podczas testu nityfikacji (AUR) w ściekach komunalnych i komunalnych z udziałem 20% ścieków z przetwórstwa spożywczego
 Fig. 7. Variations in nitrogen from during AUR test in municipal sewage with wastewater from food processing accounting for 20% of the overall volume

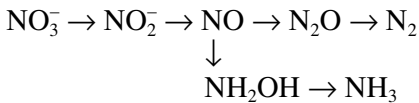


Rys. 8. Zmiany stężenia azotu amonowego w funkcji czasu podczas testu AUR dla ścieków komunalnych i ścieków komunalnych z udziałem 20% ścieków z przetwórstwa spożywczego
 Fig. 8. Variations in ammonia nitrogen concentration related to the duration of the nitrification process during AUR test in municipal sewage and municipal sewage with wastewater from food processing accounting for 20% of the overall volume

Ścieki przemysłowe w stosowanych ilościach nie powodowały zatem hamowania procesu nityfikacji i nie stanowiły czynnika toksycznego dla biomas osadu.

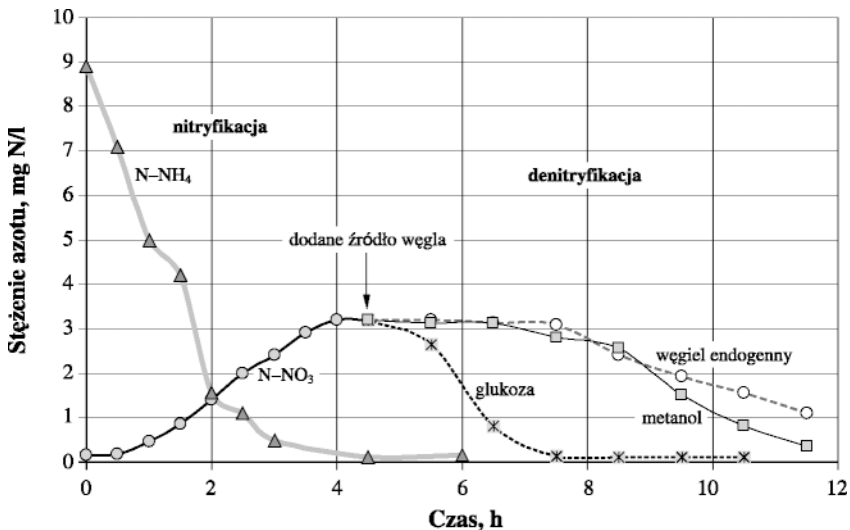
5. PRZEMIANY ZWIĄZKÓW AZOTOWYCH W TESTACH DENITRYFIKACJI (NUR)

Proces denitryfikacji zależy głównie od funkcyjnych drobnoustrojów denitryfikacyjnych: (np. *Microccus denitryficans*, *Thiobacillus denitryficans*). Kierunki zmian zanieczyszczenia azotowego w procesie denitryfikacji przedstawia następujące równanie:



Drobnoustroje funkcyjne wymagają warunków anoksycznych oraz dostępu do łatwo przyswajalnego źródła węgla. Testy przeprowadzono w warunkach:

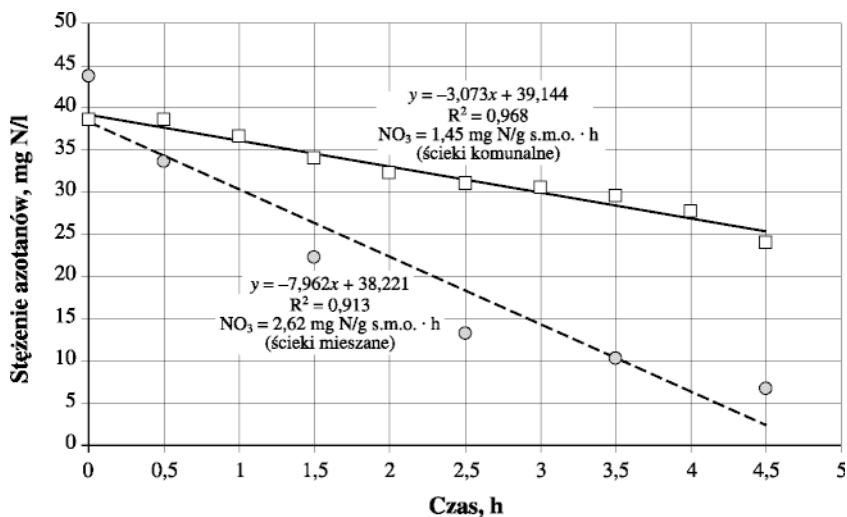
- 1) zawartość tlenu w reaktorze: 0,1–0,2 mg O₂/l,
- 2) temperatura w reaktorze: 15,7–19,5°C.



Rys. 9. Profil przebiegu nityfikacji w ściekach komunalnych (AUR) oraz denitryfikacji azotanów (NUR) w obecności różnych źródeł węgla

Fig. 9. Profile of nitrification in municipal sewage (AUR test) and profile of denitrification of nitrates (NUR test) in the presence of diverse carbon sources

Profil zmian zanieczyszczeń azotowych w nityfikacji i denityfikacji oraz wpływ rodzaju źródła węgla na przebieg denityfikacji przedstawia rysunek 9. Najwolniej denityfikacja przebiegała wówczas, gdy drobnoustroje dysponowały tylko własnym węglem endogennym. Nieco lepszym źródłem węgla okazał się metanol, ale najlepszym była się glukoza.



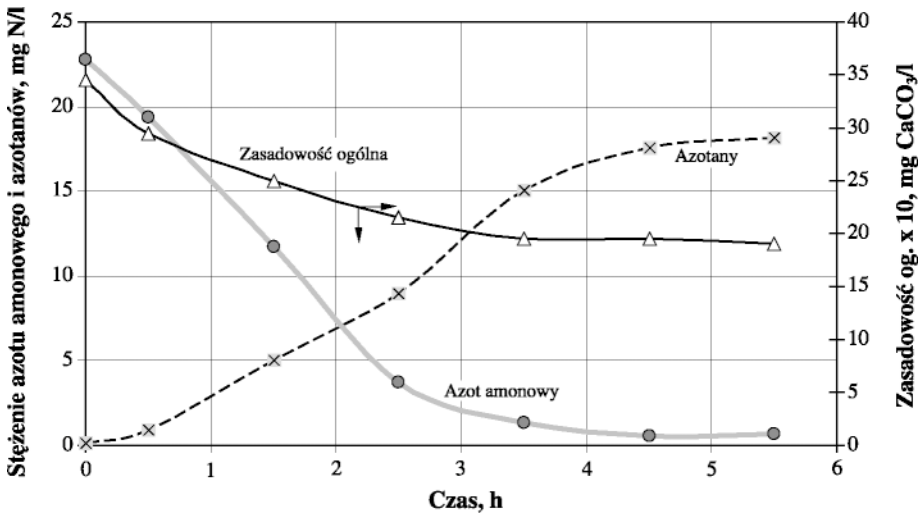
Rys. 10. Zmiany stężenia azotanów w funkcji czasu podczas testu (NUR) w ściekach komunalnych i komunalnych z udziałem 20% ścieków z przetwórstwa spożywczego

Fig. 10. Variations in the concentration of nitrates related to the duration of the denitrification process in NUR test in municipal sewage and municipal sewage with wastewater from food processing accounting for 20% of the overall volume

Na rysunku 10 przedstawiono wpływ ścieków przemysłowych na przebieg denityfikacji podczas sprawdzania testami koncepcji wspólnego oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych z przetwórstwa ziemniaków [Kosińska 1998, Kosińska, Miodoński 2001]. Ścieki z przetwórstwa ziemniaków stanowiły dobre źródło węgla i nie hamowały przebiegu denityfikacji, a nawet zwiększyły jej prędkość o ok. 81%. Jednostkowa szybkość tego procesu wzrosła z wielkości 1,45 mg NO₃/g s.m.o. · h dla układu odniesienia do poziomu 2,62 mg NO₃/g s.m.o. · h dla mieszaniny ścieków.

6. WERYFIKACJA NITRYFIKACJI I DENITRYFIKACJI NA PODSTAWIE ZMIANY ZASADOWOŚCI ŚCIEKÓW

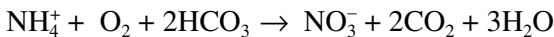
Uzupełnieniem testów nitryfikacji i denitryfikacji jest pomiar zmian zasadowości ścieków. Nitryfikacja azotu amonowego skutkuje obniżeniem zasadowości ścieków, co pokazano na przykładzie ścieków komunalnych na rysunku 11.



Rys. 11. Zmiany stężenia form azotu oraz wartości zasadowości ogólnej w ściekach komunalnych podczas testu nitryfikacji (AUR)

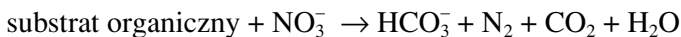
Fig. 11. Variations in the concentration of nitrogen forms and in the value of total alkalinity in municipal sewage during AUR test

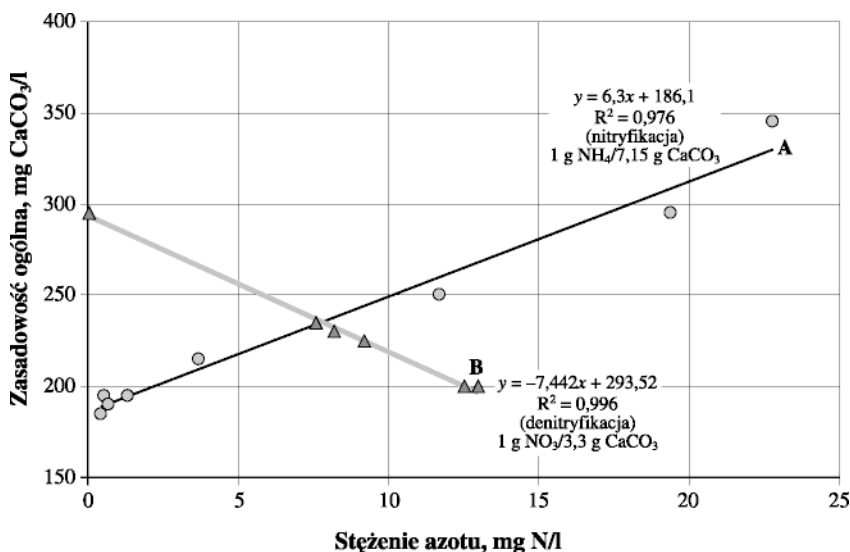
W prawidłowym przebiegu procesu nitryfikacji, utlenienie (nitryfikowanie) azotu amonowego powoduje utratę zasadowości zgodnie z reakcją:



W reakcji tej następuje zmniejszenie zasadowości, wyrażone stratą 7,14 mg CaCO₃ na 1 mg utlenianego N–NH₄. Uzyskana w badaniach testowych zależność funkcyjna zasadowości od zmian stężenia azotu amonowego przedstawiono na rysunku 12 (krzywa A). Wynosiła ona: 7,15 mg CaCO₃ na 1 mg N–NH₄ i potwierdzała przebieg nitryfikacji bez zakłóceń.

Pomiar zasadowości ogólnej w czasie denitryfikacji pomaga również w ocenie jej przebiegu. W czasie denitryfikacji bowiem następuje odbudowa zasadowości zgodnie z uogólnioną reakcją:





Rys. 12. Zależność funkcyjna zasadowości ogólnej ścieków komunalnych od zmian stężenia azotu amonowego (podczas testu AUR) oraz stężenia azotanów (podczas testu NUR)

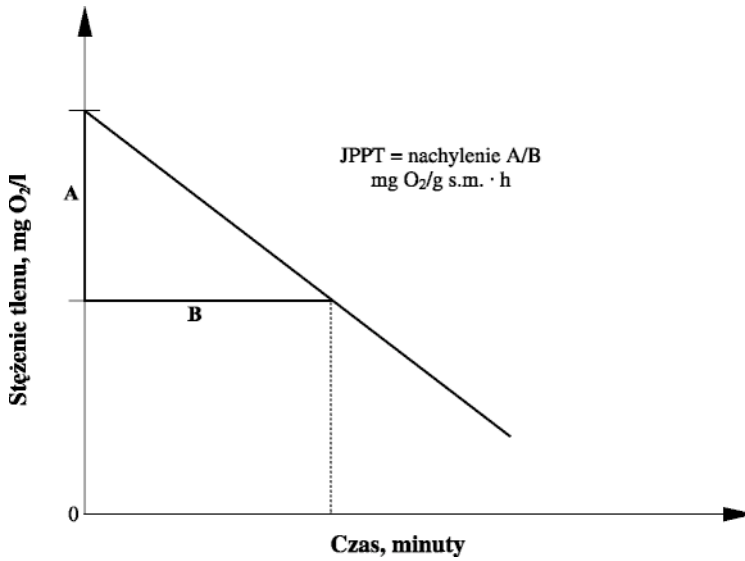
Fig. 12. Total alkalinity in municipal sewage related to ammonia nitrogen concentration variations during AUR test and nitrates concentration variations during NUR test

Z teoretycznych danych wynika, że zdenitryfikowanie 1 mg N-NO₃ powoduje zwiększenie zasadowości o 3,57 mg CaCO₃. Zależność funkcyjna zasadowości ogólnej od denitryfikacji azotanów w ściekach komunalnych pokazana na rysunku 12 (krzywa B) wskazywała, że wartość ta wynosiła 3,3 mg CaCO₃/1 mg N-NO₃. Wynik ten, zbliżony do wartości teoretycznej, potwierdza prawidłowy przebieg procesu denitryfikacji.

7. TEST PRĘDKOŚCI POBORU TLENU PRZEZ BIOMASĘ OSADU CZYNNEGO (OUR)

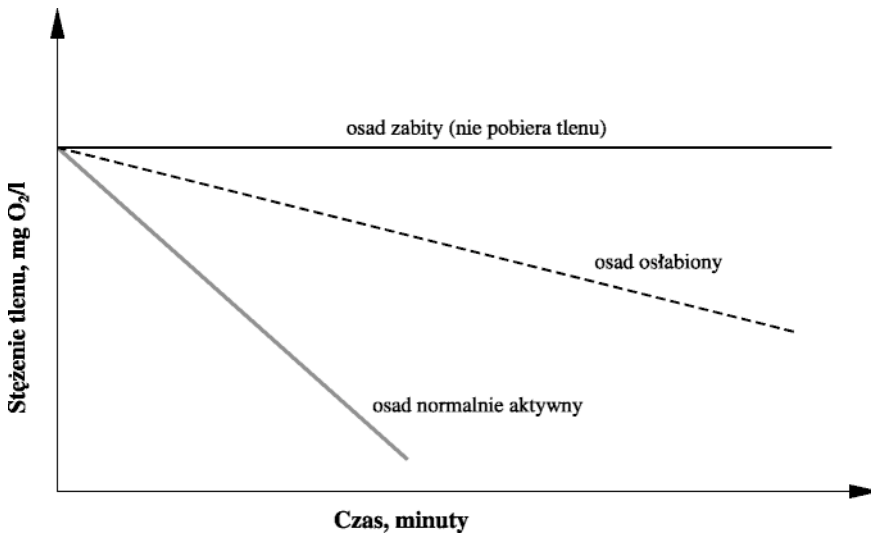
Jednostkowa prędkość poboru tlenu (JPPT) przez biomasę świadczy o jej fizjologicznej kondycji, zależnej od ilości łatwo rozkładalnych substratów oraz od obecności czynników szkodliwych. Pomiar wykonuje się sondą tlenową w szczelnie zamkniętym naczyniu z biomasą, odczytując wskazania sondy w czasie kilku minut.

Zasadę pomiarów poboru tlenu przez biomasę osadu pokazano na rysunku 13. Analizując pobór tlenu przez osad czynny uzyskuje się porównawcze dane do oceny czynników wpływających na stan biomasy w sposób pokazany na rysunku 14.



Rys. 13. Zasada określania prędkości poboru tlenu (OUR) przez osad czynny

Fig. 13. Principle of determining the rate of oxygen uptake (OUR test) by activated sludge



Rys. 14. Zależność oddychania biomasy od jej kondycji fizjologicznej

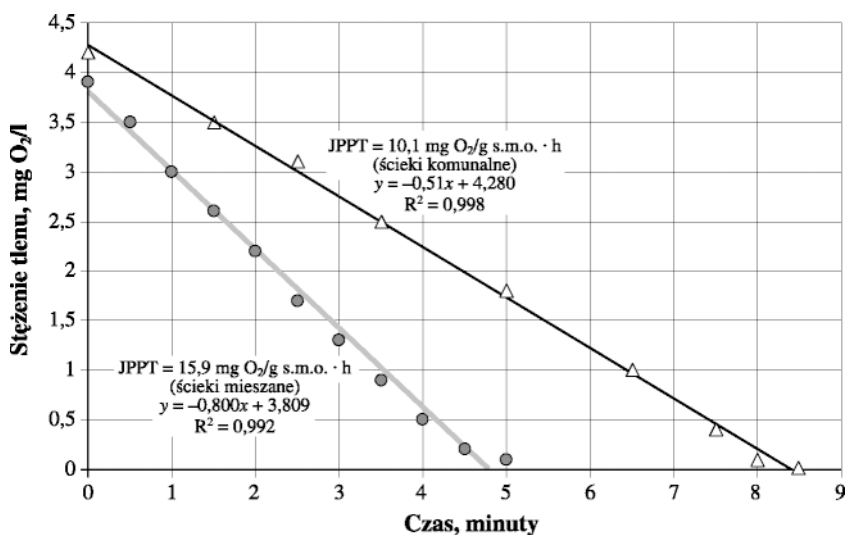
Fig. 14. Biomass respiration related to physiological condition

W teście prędkości poboru tlenu przez biomasę osadu czynnego (OUR) badano wpływ określonego udziału ścieków przemysłowych z przetwórstwa spo-

żywcze w ściekach komunalnych (układ badany) na szybkość oddychania osadu czynnego w odniesieniu do tego parametru w ściekach komunalnych (układ odniesienia) w następujących warunkach:

- 1) zawartość tlenu w reaktorze: 4,5–6,2 mg O₂/l,
- 2) temperatura w reaktorze: 14,7–18,5°C.

Uzyskane wyniki przedstawiono na rysunku 15. Dane wskazują, że określony udział ścieków przemysłowych, zawierających łatwo rozkładalne substraty organiczne nie wpływał negatywnie na kondycję zdrowotną osadu. Biomasa w badanym układzie oddychała z szybkością 15,9 mg O₂/g s.m.o. · h, podczas gdy w układzie odniesienia szybkość ta wynosiła 10,1 mg O₂/g s.m.o. · h. i była o ok. 30% mniejsza. Obie prędkości mieściły się w granicach normalnej dla osadu czynnego prędkości oddychania, wyznaczonych przez zakres wartości 8–20 mg O₂/g s.m.o. · h.



Rys. 15. Szybkość poboru tlenu przez osad czynny w teście OUR podczas nityfikacji ścieków komunalnych i ścieków komunalnych z udziałem 20% ścieków przetwórstwa spożywczego

Fig. 15. Rate of oxygen uptake by activated sludge during nitrification in OUR test in municipal sewage and municipal sewage with wastewater from food processing accounting for 20% of the overall volue

Udział ścieków przemysłowych w oczyszczaniu ścieków komunalnych w badanych ilościach nie stanowił zatem czynnika toksycznego, nie hamował procesów życiowych osadu czynnego, a nawet poprawiał jego stan fizjologiczny.

8. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W celu poprawnej interpretacji uzyskanych wyników należałoby przeprowadzić porównawcze badania testowe z wykorzystaniem zdefiniowanych substratów dla wszystkich funkcyjnych grup drobnoustrojów w osadzie czynnym (układ odniesienia) i wtedy odnieść je do wyników uzyskanych dla układu badanego, zarówno na ściekach komunalnych, jak i na mieszaninie ścieków. Najczęściej jednak, jeżeli zachodzi potrzeba włączenia do już funkcjonującego systemu oczyszczania dodatkowego strumienia ścieków (zwłaszcza przemysłowych) układem odniesienia w badaniach testowych mogą być testy wykonane na ściekach oczyszczanych na funkcjonującej oczyszczalni.

Reasumując, należy stwierdzić:

- 1) testy biochemiczne są przydatnym narzędziem do stosunkowo szybkiej porównawczej oceny funkcjonowania osadu czynnego w zakresie jednostkowych procesów biologicznego oczyszczania ścieków: defosfatacji osadów i ścieków, nityfikacji, denityfikacji, a także kondycji fizjologicznej biomasy.
- 2) na podstawie wyników testów można ocenić podatności ścieków na biologiczne oczyszczanie i określić toksyczności lub inhibicji względem poszczególnych grup funkcyjnych drobnoustrojów osadu czynnego.
- 3) testy umożliwiają uzyskanie informacji potrzebnych do prawidłowej eksploatacji systemu oczyszczania ścieków bez uciekania się do długotrwałych badań pilotowych.

PIŚMIENNICTWO

- Baczyński T. 1998. „Testy OUR, AUR, NUR, PRR jako narzędzie oceny przebiegu procesów biologicznego oczyszczania ścieków”. Materiały Seminarium naukowo-technicznego „Eksploatacja i badania oczyszczalni ścieków SBR”. Nowy Targ, 163–172.
- Kristensen G. H. 1992. „Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR”. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 25, No. 6, 43–57.
- Kosińska K. 1998. „Zastosowanie wybranych oznaczeń i testów biochemicznych do oceny przebiegu podstawowych procesów jednostkowych biologicznego oczyszczania ścieków”. Opracowanie IOŚ, Wrocław.
- Kosińska K., Miodoński J. M. 2001. „Ekspertyza nt. warunków i możliwości włączenia ścieków z Zakładu „Elipsa” Sp. z o.o. do kanalizacji miejskiej i oczyszczalni ścieków w Kątach Wrocławskich”. Etap II. Opracowanie IOŚ, Wrocław.

Dr hab. Krystyna Kosińska

*Instytut Ochrony Środowiska, Oddział we Wrocławiu
ul. Wyb. Wyspiańskiego 39e, 50-370 Wrocław*