

1. Wprowadzenie

Coraz szersze jest przekonanie o tym, że wykorzystanie metod biotechnologicznych jest najbardziej racjonalnym sposobem ochrony środowiska naturalnego. W dziedzinie tej udało się w sposób zadowalający przenieść doświadczenia ze skali laboratoryjnej do technicznej. Ten właśnie czynnik, tj. coraz liczniejsze instalacje przemysłowe decydują o osiągnięciach biotechnologii środowiskowej. Sam termin „biotechnologia środowiskowa” jest zazwyczaj intuicyjnie rozumiany prawidłowo, jednak właściwie należałoby ten obszar zastosowań biotechnologii określić jako „wykorzystanie biotechnologii w ochronie środowiska”. Wygodniejszy w stosowaniu, oparty na obcojęzycznych wzorach termin „biotechnologia środowiskowa” (ang. *Environmental Biotechnology*, niem. *Umweltbiotechnologie*), budzi wprawdzie opory niektórych specjalistów, jednak czas pokaże czy termin ten rozpowszechni się również w Polsce (1).

W przeciwieństwie do większości procesów biotechnologicznych, w biotechnologii środowiskowej nie są wykorzystywane czyste szczepy mikroorganizmów, ale populacje mieszane. Także ścieki i inne odpady wykazują właściwości odmienne od typowych substratów biotechnologicznych. Odmienność ta musi być uwzględniana, a w szczególności:

- ścieki zmieniają okresowo swój skład i ilość w rytmie dziennym (dzień i noc), tygodniowym (dni pracy - dni wolne) i rocznym (pory roku, sezon urlopowy) itd.,
- niekontrolowane i niemożliwe do przewidzenia wypadki mogą powodować gwałtowne zmiany podaży substratu (przeciążenia substratowe),
- ze względu na duże objętości, biologiczne oczyszczanie ścieków nie może odbywać się przy wykorzystaniu czystych kultur wymagających sterylnych warunków (jednakże przy określonych ściekach przemysłowych faza „wpracowania” może być przyspieszana przez zaszczepienie zaadaptowanymi kulturami),
- z wyjątkiem niektórych silnie stężonych ścieków przemysłowych, w większości ścieków stężenie substratowe jest tak niskie, że w bioreaktorze przeplywowym szybkość wymywania jest większa od szybkości wzrostu mikroorganizmów. Zmusza to do stosowania zabiegów zatrzymujących biomasę w bioreaktorze lub jej oddzielanie od oczyszczonych ścieków i recykulację.

2. Rozwój biologicznych metod oczyszczania ścieków

W ostatnich latach znacznie wzrosły wymagania dotyczące stopnia oczyszczania ścieków, które nie są możliwe do spełnienia za pomocą typowych mechaniczno-biologicznych metod. Aktualnie najistotniejsze cele biotechnologii ścieków to:

- eliminacja nieorganicznych związków azotu i fosforu,
- usunięcie biologicznie nierozkładalnych lub trudno rozkładalnych substancji (związków refrakcyjnych),
- zmniejszenie kosztów przez zwiększenie efektywności oczyszczania.

Realizacja wymienionych oczekiwań odbywa się wielorako – poprzez optymalizację urządzeń, wprowadzanie nowych technik lub modyfikację znanych technologii. Nie należy jednak zapominać o tym, że zapobieganie zanieczyszczeniu środowiska wymaga bardziej wszechstronnych działań z których często najwłaściwsze jest zapobieganie powstawaniu zagrożeń u ich źródła. Szczególnie dotyczy to zanieczyszczeń powstających w procesach przemysłowych.

Działania zmierzające do optymalizacji biologicznych metod oczyszczania ścieków obejmują wiele równoległych zabiegów, które dla większej przejrzystości omówione będą oddzielnie.

3. Optymalizacja bioreaktorów

Efektywność procesów biotechnologicznych zależy od jak najściślejszego kontaktu drobnoustrojów z metabolizowanym substratem. W przypadku procesów tlenowych istotne znaczenie posiada stopień wykorzystania tlenu. Zabiegiem zwiększającym ekonomię wykorzystania tlenu było wprowadzenie wysokich bioreaktorów (20-120 m). Zaletą tych bioreaktorów jest głównie, obok zajmowanej małej powierzchni, zmniejszenie zużycia energii na dostarczanie tlenu. Uzyskuje się w nich mianowicie ekonomię napowietrzania do 4 kg O₂/kWh, czyli zdecydowanie lepszą niż w konwencjonalnych komorach napowietrzania (tab. 1). Natomiast istotne zwiększenie intensywności natleniania uzyskano w zmodyfikowanych reaktorach HSR (niem. *Hubstrahlreaktor*) oraz CPR (ang. *compact reactor*).

Tabela 1

Parametry wysokich bioreaktorów przeznaczonych do oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego

Parametr	Typ bioreaktora			
	ICI-Deep-Shaft	Bayer-Turm-biologie	Biohoch-Reaktor (Hoechst)	HSR
stężenie zanieczyszczeń w dopływie (gBZT ₅ /m ³)	160	1000	1000 – 1500	850
zawartość osadu czynnego (kg/m ³)	5	1,8	6	8
obciążenie substratowe (kg BZT/kgsm•d)	2	2	1,5 – 5	30
ekonomia napowietrzania (kgO ₂ /kWh)	3 – 4	3	3	–
usunięcie zanieczyszczeń (% BZT ₅)	85 – 94	–	96 – 99	93
przepływ ścieków (m ³ /d)	600 – 20 000	5600 – 90 000	15 400	–

Zasadniczym elementem reaktora HSR jest centralny pionowy wał z umocowanymi w określonych odstępach perforowanymi płytami (2). Dzięki okresowym ruchom płyt uzyskuje się dyspersję wprowadzanego powietrza, co znacznie zwiększa powierzchnię wymiany fazowej.

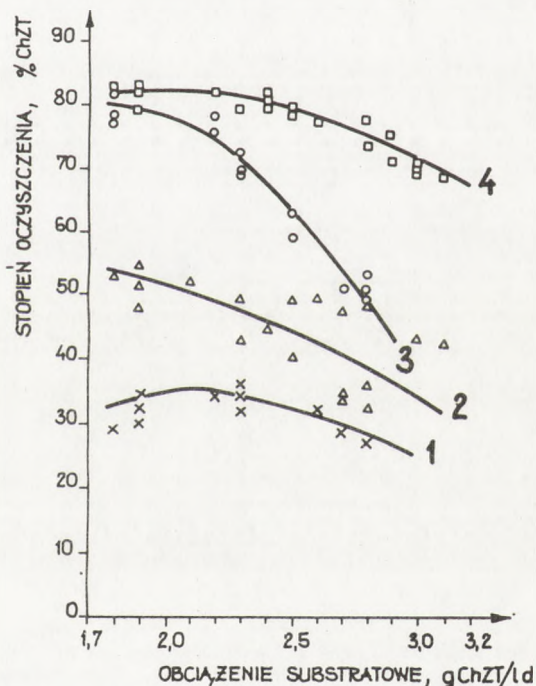
Podobne zalety, jakkolwiek wynikłe z innej idei – wykorzystania strumienicy, posiada reaktor CPR (3). Istotną zaletą tego reaktora jest możliwość stosowania wyższych obciążeń substratowych, a dzięki temu zmniejszenie objętości całej instalacji i jej zintegrowanie z procesem produkcyjnym, w którym powstają substancje szkodliwe (4).

Ogólna strategia pozwalająca na zmniejszenie wielkości urządzeń do biologicznego oczyszczania ścieków polega na zwiększaniu stężenia mikroorganizmów w bioreaktorze. W systemach działających w sposób ciągle możliwe to jest przez zatrzymanie mikroorganizmów bezpośrednio w bioreaktorze lub ich oddzielenie od oczyszczonych ścieków i zawracanie do bioreaktora. Poprzez optymalizację parametrów procesu, można stworzyć korzystne warunki do powstania dobrze sedymentujących kłaczków osadu czynnego lub też nawet wytworzenie aglomeratów mikroorganizmów w formie granulek (ang. *pellet*, niem. *Pellet*) (5). Granulki te o średnicy od 2 do 10 mm posiadają znaczną trwałość mechaniczną i bardzo dobre właściwości sedymentacyjne. Dotychczas peletyzacja wykorzystywana była wyłącznie w anaerobowych procesach oczyszczania ścieków, jednakże obecnie trwają badania nad użyciem tego zjawiska w procesach tlenowych w tzw. reaktorach MRB (ang. *multi-stage reversing-flow bioreactor*) (6).

Także mikroorganizmy nie tworzące łatwo sedymentujących skupisk można zatrzymać w bioreaktorze poprzez zastosowanie technik membranowych – mikro- i ultrafiltracji oraz immobilizacji na nośnikach. Dotychczas do immobilizacji drobnoustrojów w biotechnologii środowiskowej stosuje się z powodzeniem takie nośniki jak: piasek, węgiel aktywny, szkło i tworzywa sztuczne.

Najwcześniej technologię immobilizacji drobnoustrojów na nośnikach wykorzystano w tradycyjnych złożach biologicznych. Obecnie obok bioreaktorów z wypełnieniem stałym jak i w złożach biologicznych, dominować zaczynają techniki ze złożem fluidalnym.

Dzięki zastosowaniu nośników uzyskano znaczne przyspieszenie procesów biochemicznych (rys. 1).



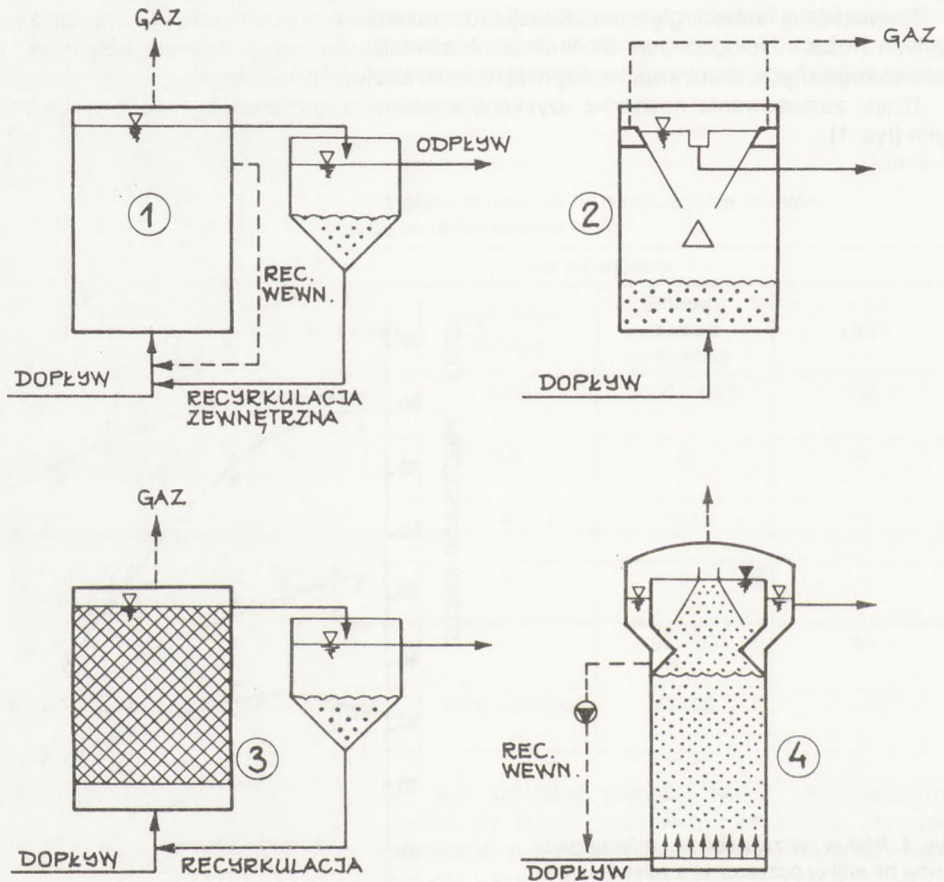
Rys. 1. Wpływ rodzaju nośnika mikroorganizmów na efekty oczyszczania ścieków z bielenia celulozy: 1) mikroorganizmy nie immobilizowane, 2) pianka poliuretanowa, 3) koksik z węgla brunatnego, 4) modyfikowany nośnik poliuretanowy (7).

4. Fermentacja metanowa ścieków

W porównaniu z tlenowymi metodami oczyszczania ścieków, proces ich fermentacji posiada następujące zalety:

- nie wymaga kosztownego napowietrzania,
- jedynie 2-6% usuwanych zanieczyszczeń organicznych (zamiast 30 do 60%) przekształca się w osad nadmierny,
- uzyskuje się od 300 do 400 m³ biogazu z jednej tony usuwanych zanieczyszczeń.

Należy stwierdzić, że zrewidowano już obowiązujący do niedawna pogląd, iż fermentacja metanowa nadaje się jedynie do bardzo stężonych ścieków organicznych. Pogląd ten nie jest słuszny, wykazały to m.in. badania nad beztlenowym oczyszczaniem ścieków komunalnych (8).



Rys. 2. Schematy typowych bioreaktorów anaerobowych: 1) anaerobowy osad czynny, 2) reaktor UASB, 3) reaktor ze stałym wypełnieniem (złożem nieruchomym), 4) złożo fluidalne.

W praktyce fermentacja metanowa ścieków odbywa się współcześnie w następujących systemach:

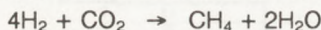
1. Beztlenowy proces osadu czynnego (ang. *anaerobic contact process*, niem. *Anaerobes Belebungsverfahren*). Składa się z reaktora pełnego wymieszania oraz osadnika, rozdzielacza lamelowego lub urządzenia flotacyjnego.

2. UASB-Reaktor (ang. *upflow anaerobic sludge blanket reactor*). W dolnej części reaktora utrzymuje się zawieszona warstwa zawiesziny mikroorganizmów o specyficznej, granulowanej strukturze (*pellet*).

3. Reaktor ze stałym wypełnieniem (ang. *anaerobic filter, packet bed*, niem. *Festtbbetreaktor*). Od 60 do 90% objętości reaktora stanowi wypełnienie, najczęściej z tworzywa sztucznego.

4. Reaktor ze złożem fluidalnym (ang. *fluidized bed reactor, expanded bed reactor*, niem. *Wirbleschichtreaktor, Schwebebettreaktor*). Zawiera obojętny nośnik, na którym następuje immobilizacja drobnoustrojów. Nośnik jest utrzymywany w stanie zawieszenia (fluidalnym) dzięki wysokiemu stopniu recyrkulacji ścieków.

Oprócz osiągnięć techniki bioreaktorowej, rozwój beztlenowych procesów oczyszczania ścieków spowodowany jest również coraz większymi postępami wiedzy. O tym jednak, jak wiele nie rozpoznanych problemów występuje w procesie fermentacji metanowej można sądzić chociażby na przykładzie przemiany CO_2 i H_2 do metanu. Można to wyrazić w formie trywialnie uproszczonego równania stechiometrycznego:



W rzeczywistości jest to wielostopniowy proces, w którym powstają produkty pośrednie – mrówczany, formaldehyd, metanol, związane z koenzymami (rys. 3). Część tych koenzymów np. M lub F_{420} , występuje jedynie w bakteriach metanogennych (9). Fakt ten wykorzystuje się do identyfikacji tych bakterii przez stwierdzenie obecności fluoryzującego koenzymu F_{420} .

Obok oczywistej chęci uzyskiwania biogazu jako źródła energii, interesujące – z punktu widzenia biotechnologii ścieków – są próby wykorzystania metanu jako zewnętrznego źródła węgla w procesie mikrobiologicznej denitryfikacji azotanów.

5. Usuwanie związków azotowych

Obok niewielkiej eliminacji organicznych i nieorganicznych związków azotu w konwencjonalnych procesach oczyszczania ścieków, których zasadniczym celem nie jest jednak ich usuwanie, opracowano metody pozwalające na ich likwidację w dużym stopniu. Największe znaczenie posiadają sposoby oparte na procesach biologicznej nityfikacji i denitryfikacji. Dzięki nityfikacji uzyskujemy jednak jedynie zmianę form występowania związków azotowych, natomiast ich usunięcie ze ścieków możliwe jest dzięki denitryfikacji.

Obok zachodzącego samoistnie procesu usuwania azotu amonowego wykorzystywanego do syntezy nowej biomasy, aktualnie mikrobiologiczna denitryfikacja jest jedynym gospodarskim sposobem usuwania związków azotu ze ścieków (10, 11).

Wiele gatunków bakterii może wykorzystywać utlenione związki azotu jako ostateczne akceptory elektronów (oddychanie azotanowe). Bakterie zdolne do oddychania azotanowego są względnie beztlenowcami. W warunkach tlenowych wykorzystują tlen atmosferyczny jako końcowy akceptor elektronów, a w warunkach beztlenowych – azotany lub azotyny. Represja i indukcja reduktaz azotanowych przebiega ze znaczną szybkością. Z chwilą, gdy organizmy zdolne do oddychania azotanowego zostaną przeniesione ze środowiska tlenowego do beztlenowego, to po około 60 minutach wszystkie reduktazy osiągną już swą maksymalną aktywność. Wyjątek stanowi reduktaza podtlenku azotu N_2OR , która do osiągnięcia tego stanu wymaga około 3 godzin. Jednakże, aby móc proces oddychania azotanowego wykorzystać w praktyce, należy wcześniej występujący w ściekach azot amonowy także na drodze mikrobiologicznej

utlenić do azotanów, które dopiero wówczas w obecności łatwo przyswajalnego źródła węgla będą redukowane do gazowego azotu.

Bazując na wieloletnich doświadczeniach opanowano dość dobrze technologię nityfikacji, także dla wysokich stężeń związków amonowych w ściekach surowych (12). Również mikrobiologiczne i biochemiczne podstawy nityfikacji są dobrze poznane (13). Ciekawym, ale niedostatecznie też poznanym jest natomiast nityfikacja heterotroficzna.

W ostatnich latach sprawdzono w skali technicznej wiele systemów w których usuwano związki azotowe za pomocą mikrobiologicznej denityfikacji. Spośród tych systemów najwięcej zalet posiadają:

- denityfikacja przed nityfikacją (denityfikacja wyprzedzająca),
- denityfikacja jednoczesna (symultaniczna),
- denityfikacja przerywana.

W przypadku denityfikacji przed nityfikacją jako źródło węgla wykorzystywane są substancje organiczne zawarte w surowych ściekach. Korzyść jest zatem potrójna – usuwa się zanieczyszczenia organiczne, związki azotowe i oszczędza energię, gdyż nie wymagane jest dostarczenie tlenu. Jednakże warunkiem optymalnego przebiegu procesu jest odpowiednia recyrkulacja wewnętrzna zawartości komór ze strefy nityfikacji do części denityfikacji dla zapewnienia odpowiedniej ilości azotu azotanowego.

Denityfikacja symultaniczna w sposób świadomy lub bez takiej intencji jest stosowana najczęściej. Występuje ona zawsze wówczas, gdy parametry techniczne w oczyszczalni gwarantują przebieg nityfikacji, a jednocześnie występują strefy beztlenowe. W sposób kontrolowany denityfikacja zachodzić będzie dzięki regulacji intensywności napowietrzania w oparciu o pomiary zawartości rozpuszczonego tlenu. W porównaniu z denityfikacją wyprzedzającą w symultanicznej łatwiej dochodzi do powstania spęczniałego osadu czynnego. Także jej szybkość jest mniejsza, gdyż mikroorganizmy korzystają głównie z wewnętrznego źródła węgla, a jego rodzaj wpływa w znacznym stopniu na intensywność denityfikacji.

W systemie denityfikacji przerywanej konieczne jest specjalistyczne urządzenie napowietrzające. W fazie nityfikacji zachodzi intensywne napowietrzanie zawartości bioreaktorów. W następującej po niej fazie denityfikacji urządzenia napowietrzające są wyłączane, a działają jedynie urządzenia mechaniczne zapewniające dobre wymieszanie zawartości bioreaktora. Urządzenia napowietrzające powinny być tak dobrane, aby nie zatykały się podczas postoju. Zaletą tego systemu jest to, że czas denityfikacji może być łatwo regulowany w zależności od zmiennych obciążeń substratowych.

We wszystkich systemach stopień eliminacji związków azotu zależy od umiejętności uzyskania równowagi pomiędzy strefą denityfikacji i konieczną wielkością strefy nityfikacji, gwarantującą właściwe utlenianie związków azotowych.

6. Biologiczne usuwanie fosforu

Do niedawna jedynymi skutecznymi sposobami usuwania związków fosforu ze ścieków były metody fizyko-chemiczne (14). Ostatnio w krajach rozwiniętych gwałtownie wzrosły badania i praktyczne wykorzystanie metod biologicznych (15).

W konwencjonalnych biologicznych oczyszczalniach ścieków z osadem czynnym ilość usuwanego fosforu wynosi 20-30% (16). Związki fosforu usuwane są głównie wraz z nadmiernym osadem czynnym.

O wyższej niż normalnie akumulacji fosforu doniesiono po raz pierwszy w 1955 r. (17). Pomimo intensywnych wysiłków specjalistów różnych dziedzin nie udało się w pełni wyjaśnić mechanizmu i wpływu różnych czynników na zjawisko biologicznej akumulacji fosforu. Stwierdzono jednakże dwojakiego typu nadmierne magazynowanie fosforu w postaci polifosforanów (18):

- pobieranie nadkompensacyjne (ang. *overplus accumulation*; niem. *Polyphosphat-Überkompensation*),
- pobieranie nadmierne (ang. *luxury uptake*; niem. *erhöhte Phosphataufnahme*).

Gromadzony fosfor występuje w formie długich łańcuchów polifosforanowych, składających się od 2 do 10 000 jednostek fosforanowych, połączonych wiązaniem wysokoenergetycznym.

Początkowo przyjmowano, że jedynie bakterie rodzaju *Acinetobacter* i bardzo pokrewne posiadają zdolność nadmiernego pobierania fosforu (19). Niedawne badania wykazały jednak, że w zależności od rodzaju przyswajalnego substratu organicznego kształtuje się bardzo zróżnicowana flora bakteryjna zdolna do magazynowania polifosforanów. Obok bakterii gramujemnych występowały także gramodatnie, jednakże zawsze towarzyszyły im bakterie rodzaju *Acinetobacter* (20).

Praktycznym sposobem wzbogacania biocenozy osadu czynnego w bakterie *Acinetobacter* i inne zdolne do akumulacji polifosforanów jest okresowe wytwarzanie środowiska beztlenowego, a następnie warunków tlenowych.

W pierwszym okresie w warunkach anaerobowych fakultatywne bakterie heterotroficzne metabolizują łatwo rozkładalne substancje organiczne do prostych związków organicznych, głównie niższych kwasów tłuszczowych. W istniejących warunkach powstające półprodukty nie mogą być wykorzystane do rozwoju bakterii *Acinetobacter*, gdyż są one bezwzględnie tlenowcami. Jednakże w tych niekorzystnych warunkach środowiskowych bakterie te nie tylko przeżywają, ale prowadzą biosyntezę substancji zapasowej – kwasu poli β -hydroksymasłowego (PHB). Potrzebna do tych procesów energia czerpana jest z rozkładu polifosforanów, co związane jest z wydzielaniem do środowiska reszt fosforanowych.

W kolejnej fazie tlenowej nagromadzony kwas poli β -hydroksymasłowy jako endogenne, a tym samym natychmiast dostępne źródło węgla, jest bardzo szybko wykorzystywany w procesach tlenowego oddychania i rozmnażania. Nadmiar uzyskanej stąd energii wraz z pozostałą wytworzoną w biologicznym utlenianiu egzogennych substratów jest magazynowana w formie polifosforanów, co powoduje ubytek fosforanów ze środowiska. Intensywność tego procesu jest tak znaczna, że sumarycznie ze środowiska pobierana jest większa ilość fosforanów niż poprzednio zostało wydzielonych w fazie beztlenowej. Wynikająca stąd różnica decyduje o efektywności usunięcia fosforu.

7. Wielostopniowe oczyszczanie ścieków

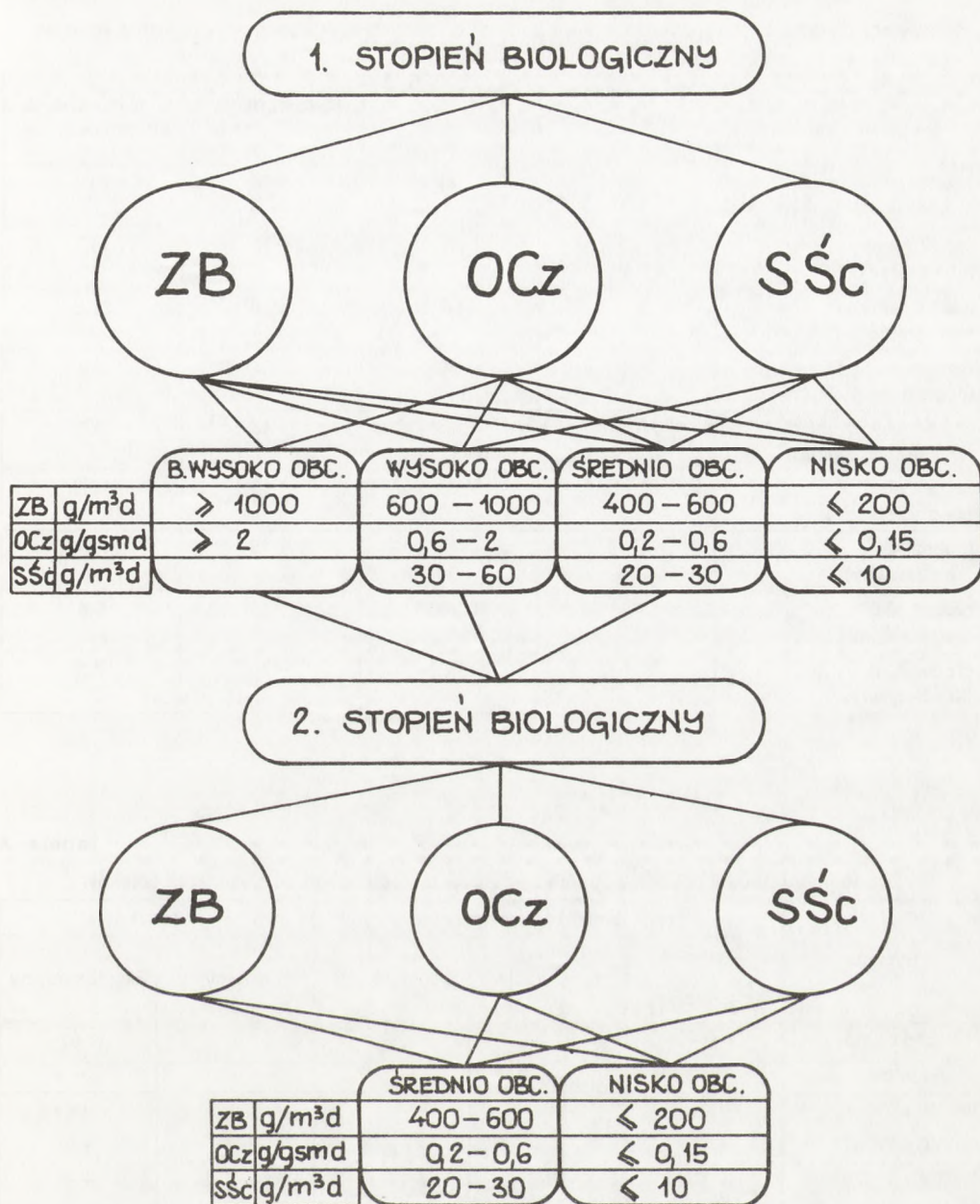
W wielu przypadkach dla uzyskania wysokiego stopnia oczyszczenia, a przede wszystkim stabilności procesu, konieczne jest zastosowanie wielostopniowego biologicznego oczyszczania. Dotyczy to szczególnie większych ilości ścieków przemysłowych lub mieszanych.

W przypadku dwustopniowych systemów biologicznych stosuje się różne kombinacje trzech procesów (rys. 4). W ostatnim okresie najbardziej lansowanym jest tzw. proces AB (niem. *Adsorptions - Belebungsverfahren*), stanowiący modyfikację dwustopniowego procesu osadu czynnego (21).

Dalszym rozwinięciem technologii AB jest trójstopniowy system ATB (*Adsorptions - Tropfkörper - Belebungsverfahren*) składający się ze stopnia bioadsorpcji, złoża biologicznego i osadu czynnego.

Obok oczekiwań dotyczących stopnia oczyszczania, ważnym elementem wyboru określonego systemu jest zużywana energia. Analiza poszczególnych procesów biologicznego oczyszczania wykazuje zaskakujące korzystne zużycie energii (w przeliczeniu na jednego mieszkańca w ciągu 1 roku) systemów wielostopniowych (tab. 2).

Analiza ekonomiczna uwzględniająca również koszty inwestycyjne wskazuje także, że wiele korzystnych cech posiadają systemy w skład których wchodzi złoża biologiczne (tab. 3).



Rys. 4. Możliwe kombinacje dwustopniowych procesów biologicznego oczyszczania ścieków (ZB-złoże biologiczne, OCz-Osady czynne, SŚc-stawy ściekowe).

Tabela 2

Efekty oczyszczania i jednostkowe zużycie energii w różnych systemach oczyszczania ścieków

System (metoda oczyszczania)	Oczyszczanie wstępne %	Oczyszczanie biologiczne %	Jakość odpływu mgBZT ₅ /dcm ³	Zużycie energii kWh/mieszk./rok
osad czynny (obciążenie 0,3 g/gsm•d)	30	90	~20	10,3
osad czynny (obciążenie 0,15 g/gsm•d)	30	93	~15	14,2
osad czynny (obciążenie 0,05 g/gsm•d)	-	97	~10	22,8
złoże biologiczne (obciążenie 400 g/m ³ •d)	33	85	25/30	3,9
złoże biologiczne (obciążenie 200 g/m ³ •d)	33	92,5	~15	3,7
proces AB (aerobowy)	-	60 90	~10	10,9
proces AB (fakultatywny)	-	45 90	~15	10,4
proces ATB (aerobowy)	-	60/86- /50	~10	9,4
proces ATB (fakultatywny)	-	15/86- /57	~10	7,3

Tabela 3

Ocena przydatności poszczególnych systemów biologicznego oczyszczania ścieków

System	Zamierzony efekt			Koszt	
	Usunięcie zw. organ. (ChZT, BZT)	Nitryfikacja	Denitryfikacja	Inwestycyjny	Eksploatacyjny
I° osad czynny	++	++	+	+	+
I° złoże biologiczne	+	+	-	-	+++
II° ZB - ZB	+(+)	+(+)	-	-	++(+)
II° ZB - OCz	+++	++	+(+)	++	++
II° OCz - OCz	+++	+	+	+	++
II° OCz - ZB	++	+++	+(+)	++	+
III° OCz - ZB - OCz	++	++	(+)	+(+)	+(+)

- +++ szczególnie przydatne,
 ++ przydatne (korzystne),
 + nadaje się (właściwe),
 - nie nadaje się (niewłaściwe).

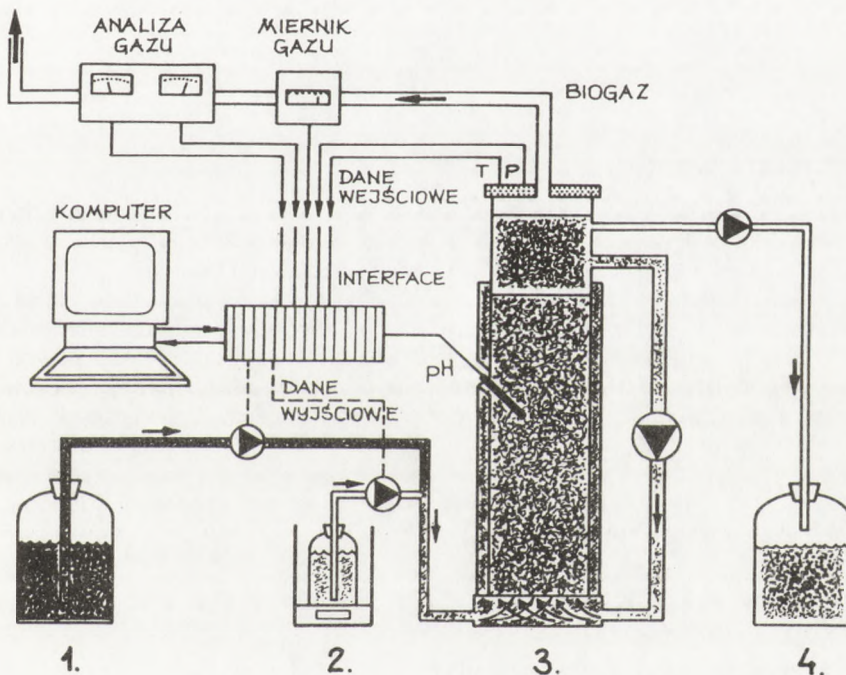
8. Regulacja i sterowanie

Dalszy postęp biotechnologii ścieków wiąże się z rozwojem elektronicznej techniki obliczeniowej i stałym obniżaniem cen maszyn cyfrowych. Najistotniejszym hamulcem jest jednak brak odpowiedniego oprogramowania, a głównie niedostateczny rozwój metod i przyrządów pomiarowych, dostarczających niezbędnych informacji dla opracowania właściwej strategii regulacji.

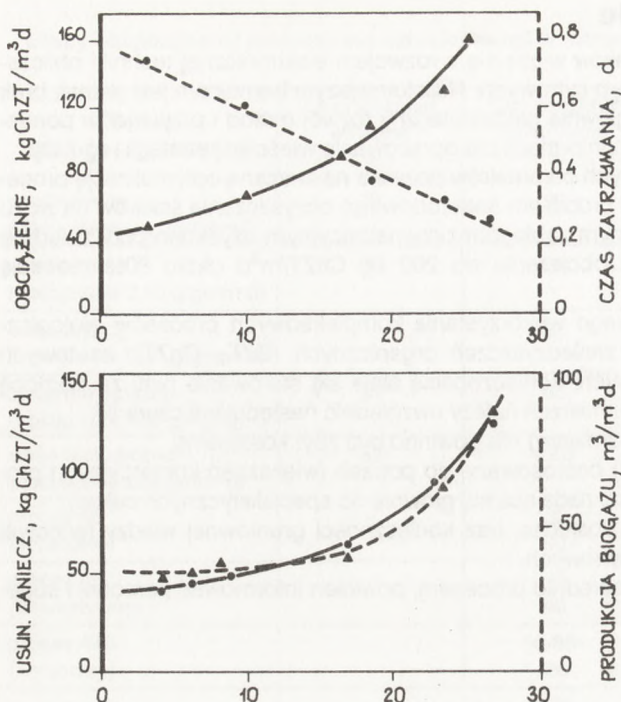
Jednak pomiar nawet podstawowych parametrów pozwala na znaczną optymalizację procesu. Przykładem może być sterowanie procesem anaerobowego oczyszczania ścieków na złożu fluidalnym (rys. 5). Dzięki zastosowanym zabiegom optymalizacyjnym uzyskano przy zaledwie 5,5-godzinny czasie zatrzymania i obciążeniu do 200 kg ChZT/m³d około 80% redukcję zanieczyszczeń (rys. 6).

W sytuacji coraz powszechniejszego wykorzystania kompleksowych procesów biologicznych do zintegrowanego usuwania zanieczyszczeń organicznych (BZT₅, ChZT), azotowych (nityfikacja, denityfikacja) i fosforowych, koniecznością staje się sterowanie nimi za pomocą maszyn cyfrowych. W realizacji tych zamierzeń należy uwzględnić następujące czynniki:

- wymagane wyposażenie (ang. *hardware*) nie powinno być zbyt kosztowne,
- oprogramowanie (ang. *software*) dostosowane do potrzeb (większość komercyjnych programów jest zbyt droga i rozbudowana, nadająca się głównie do specjalistycznych celów),
- system powinien być prosty w obsłudze, bez konieczności gruntownej wiedzy fachowej z dziedziny elektronicznych maszyn cyfrowych,
- system nie musi sterować bezpośrednio procesem, powinien informować personel i sugerować podejmowane decyzje.



Rys. 5. Schemat sterowanego komputerowo systemu anaerobowego oczyszczania ścieków: 1) ścieki surowe, 2) roztwór mikroelementów, 3) bioreaktor, 4) ścieki oczyszczone.



Rys. 6. Optymalizacja procesu anaerobowego oczyszczania ścieków (22).

9. Podsumowanie

Wymagania dotyczące stopnia oczyszczania ścieków stale wzrastają. Aktualnie dominującą tendencją jest budowa nowych lub przystosowanie istniejących oczyszczalni do łącznego biologicznego usuwania zanieczyszczeń organicznych, azotowych i fosforu.

W przyszłości należy spodziewać się także rozwoju systemów pozwalających na znaczne obniżenie resztkowych stężeń zanieczyszczeń organicznych w oczyszczanych ściekach, tj. pozostałego ChZT i azotu organicznego. W tej dziedzinie należy przewidzieć zarówno opracowanie nowych (indukowane mutacje, preparaty enzymatyczne, biomembrany), jak również wykorzystanie rozpoznanych już, lecz niekonwencjonalnych procesów biologicznych. Należy jednak podkreślić, że wszelkie nawet bardzo efektywne metody oczyszczania ścieków jedynie wówczas będą służyć prawidłowej ochronie środowiska naturalnego, jeśli zostanie równie skutecznie rozwiązany problem utylizacji powstających w czasie tych procesów odpadów. Zagadnienie to jednakże w niniejszym opracowaniu pominięto.

Literatura

1. Miksch K., (1988), *Przegląd Techniczny*, 38, 16-17.
2. Brauer H., Sucker D., (1979), *Ger. Chem. Eng.*, 2, 77-86.
3. Naundorf E.A. et al., (1985), *Chem. Eng. Process*, 19, 229-233.
4. Vogelpohl A., (1987), *Chem. Ind.*, 5/87, 130-133.

5. Aivasidis A., Wandrey Ch., (1984), Die Umschau, 1, 15-20.
6. Andoh S., Kyosai S., (1986), 3rd German/Japanese Workshop on Wastewater and Sludge Treatment, Tsukuba, Japan.
7. Pascik I., (1990), Wat. Sci. Tech., 22, 33-42.
8. Pascik I., (1987), Korr. Abwasser, 34, 1053-1057.
9. Conrad R., (1987), Forum Mikrobiologie, 9/87, 320-329.
10. Kühn W., (1989), Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, 110, 30-49.
11. Juszcak A., Domka F., (1988), Wiad. Chemiczne, 42, 261-293.
12. Al-Saed R. M. Y., (1987), Investigation on nitrification process of ammoniumrich wastewater in single stage activated sludge system. Veröf. TU Braunschweig.
13. Matsché N., (1987), Wiener Mitteilungen, 69, 1-18.
14. Anonim, (1990), Korr. Abwasser, 37, 710-712.
15. Maschlanka J., (1989), Korr. Abwasser, 36, 882-888.
16. Bernacka J., (1985), Integracja usuwania węgla, azotu i fosforu ze ścieków w procesie niskoobciążonego osadu czynnego. Wyd. IKŚ, Warszawa.
17. Greenberg A. E., Klein G., Kauffman W. J., (1955), Sew. Ind. Wastes, 27, 277-278.
18. Harold F.M., (1966), Bacteriol. Reviews, 30, 772-794.
19. Juni E., (1978), Ann. Rev. Microbiol., 32, 349-371.
20. Schön G., Streichan M., (1989), GWF-Wasser/Abwasser, 130, 67-73.
21. Böhnke B., (1987), Das AB-Verfahren zur biologische Abwasserreinigung, Wyd. ISRWTH Aachen.
22. Aivasidis A., Wardrey C., (1987), Jahresbericht, KFA 86/87, 57-70.

Environmental biotechnology - current state and perspectives of development

Summary

In this paper the following questions on biological sewage treatment methods development were discussed: bioreactors optimization, anaerobic methods of sewage treatment, nitrogen compounds elimination, biological methods of phosphate elimination, multi-stage methods of sewage treatment, applying of computer for plant operation control.

Adres do korespondencji:

Korneliusz Miksch, Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska, ul. Kuczewskiego 2, 44-101 Gliwice.