



Aktywność biomasy autotroficznej i heterotroficznej w osadzie czynnym lokalnej oczyszczalni ścieków



Karpacka Państwowa Uczelnia w Krośnie



JAN SZCZEPANIK
1872-2022 • 150 ROCZNICA URODZIN

Karol Trojanowicz¹, Kamil Szczepek¹

¹Karpacka Państwowa Uczelnia w Krośnie, Rynek 1; 38-400 Krosno
Autor korespondencyjny, e-mail: karol.trojanowicz@kpu.krosno.pl

WSTĘP

Lokalne oczyszczalnie ścieków odbierające zanieczyszczoną wodę z niewielkich miejscowości lub gmin pełnią ważną rolę w ochronie oraz odzysku zasobów wodnych. Liczba oczyszczalni ścieków obsługujących gminy wiejskie w Polsce na koniec 2020 roku wynosiła 1 973. Korzystało z ich usług 45% ludności zamieszkującej miejscowości wiejskie. Wśród oczyszczalni ścieków komunalnych 75% wykorzystuje procesy biologiczne do usuwania zanieczyszczeń, a 25% z nich posiada systemy technologiczne do podwyższonego usuwania związków biogenych ze ścieków [1]. Ustawodawca specyfikuje najwyższe dopuszczalne stężenia azotu ogólnego w ściekach odprowadzanych z lokalnych oczyszczalni (RLM do 15 000) jedynie w przypadku, gdy po oczyszczeniu są one „wprowadzane do jezior, ich dopływów lub bezpośrednio do sztucznych zbiorników wodnych” [2]. W przypadku eksploatacji biologicznych oczyszczalni ścieków można poddawać w wątpliwość taki zapis jako niepotrzebnie łagodzący wymagania dotyczące usuwania związków biogenych. Obecny stan wiedzy technicznej, doświadczenia nabyte w ostatnich trzech dekadach przez projektantów, technologów i eksploatatorów tego typu obiektów, jak również możliwość wprowadzenia systemów automatycznego sterowania przebiegiem procesów w bioreaktorach umożliwiają wysokoefektywne biologiczne usuwanie azotu ze ścieków komunalnych również w małych, lokalnych oczyszczalniach. Zdolność biomasy osadu czynnego do usuwania związków azotu ze ścieków związana jest z przyrostem biomasy autotroficznej (bakterii utleniających azot-amonowy do azotynów (AOB) oraz azotynów do azotanów (NOB)) w pierwszej fazie (nityfikacji) oraz rozwojem biomasy heterotroficznej (H) w fazie drugiej (denityfikacji). Pomiar aktywności tych trzech grup mikroorganizmów daje możliwość oceny potencjału bioreaktora w odniesieniu do eliminacji związków azotu jak i materii organicznej ze ścieków. Znajduje zastosowanie także do oceny możliwości zwiększenia obciążenia bioreaktora dodatkowym ładunkiem zanieczyszczeń w przypadku planów rozbudowy gminnego systemu kanalizacyjnego.

Celem zaprezentowanych badań była analiza aktywności biomasy autotroficznej i heterotroficznej rozwijającej się w bioreaktorze jednej z lokalnych oczyszczalni ścieków komunalnych województwa podkarpackiego. Określono również potencjalną wydajność usuwania azotu i materii organicznej ze ścieków w eksploatacyjnym układzie technologicznym.

METODY

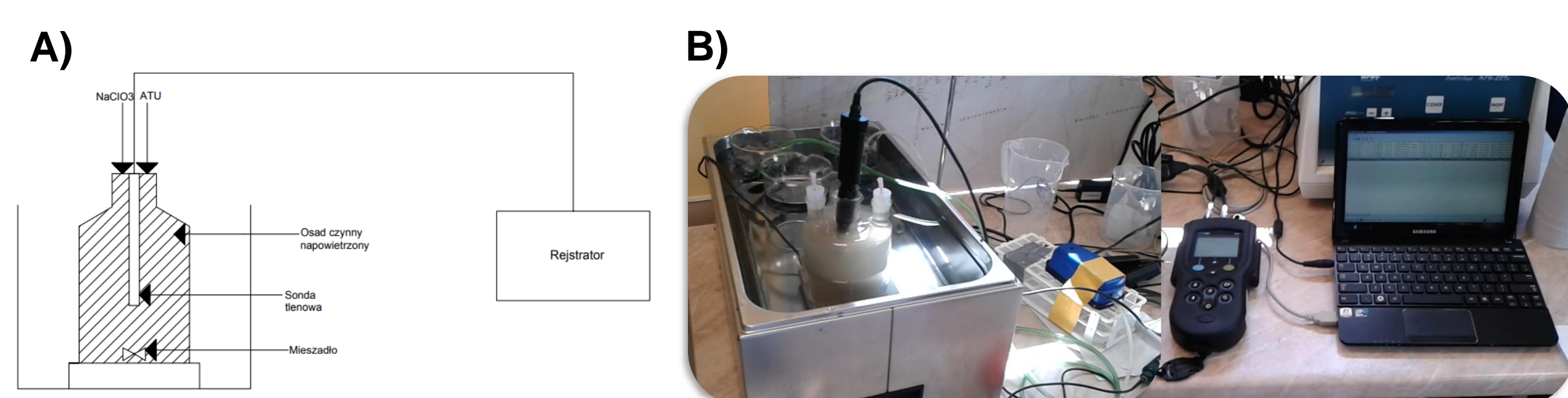
Obiektem badań była oczyszczalnia ścieków w Turzym Polu, położona w powiecie brzozowskim, w województwie podkarpackim. Oczyszczalnia odbiera ścieki z trzech miejscowości wiejskich o łącznej liczbie mieszkańców 3790. Maksymalny, projektowany dopływ ścieków wynosi 650 m³/d, a średni dobowy dopływ 500 m³/d. Proces oczyszczania ścieków jest trzostopniowy: mechaniczny, biologiczny oraz polerujący – biologiczny drugiego-stopnia. Główny bioreaktor biologiczny jest układem hybrydowym, w którym biomasa rozwija się w formie osadu czynnego i błony biologicznej na stale zanurzonych pakietach wypełnienia tego typu obiektów, jak również możliwość wprowadzenia systemów automatycznego sterowania przebiegiem procesów w bioreaktorach umożliwiają wysokoefektywne biologiczne usuwanie azotu ze ścieków komunalnych również w małych, lokalnych oczyszczalniach. Zdolność biomasy osadu czynnego do usuwania związków azotu ze ścieków związana jest z przyrostem biomasy autotroficznej (bakterii utleniających azot-amonowy do azotynów (AOB) oraz azotynów do azotanów (NOB)) w pierwszej fazie (nityfikacji) oraz rozwojem biomasy heterotroficznej (H) w fazie drugiej (denityfikacji). Pomiar aktywności tych trzech grup mikroorganizmów daje możliwość oceny potencjału bioreaktora w odniesieniu do eliminacji związków azotu jak i materii organicznej ze ścieków. Znajduje zastosowanie także do oceny możliwości zwiększenia obciążenia bioreaktora dodatkowym ładunkiem zanieczyszczeń w przypadku planów rozbudowy gminnego systemu kanalizacyjnego.

Próby osadu czynnego pobierane były z głównego bioreaktora w dniu wykonywania testu aktywności biomasy. Jako substrat używano rzeczywistych, mechanicznie oczyszczonych ścieków dopływających do oczyszczalni, będącej obiektem badań. Wykonano pięć testów porcjowych OUR w okresie od kwietnia do czerwca.

Do oceny aktywności biomasy osadu czynnego wykorzystano respirometryczny test oparty o pomiar prędkości poboru tlenu (OUR, ang. oxygen uptake rate) przez biomasę wprowadzoną do reaktora porcjowego. Analiza polega na pomiarze prędkości utleniania azotu amonowego (N-NH₄⁺), azotu azotynowego (N-NO₂⁻) oraz materii organicznej (ChZT) w bioreaktorze porcjowym. Jest to możliwe dzięki hamowaniu podczas testu metabolizmu kolejno: bakterii NOB – poprzez dodatek roztworu chloranu sodowego (NaClO₃), a następnie bakterii AOB – poprzez dodatek roztworu N-alliliotiomocznika (ATU). Chloran sodu oraz ATU są selektywnymi inhibitorami wzrostu odpowiednio bakterii NOB i AOB. Test porcjowy OUR polega na pomiarze zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w bioreaktorze porcjowym w funkcji czasu. Prędkość poboru tlenu (OUR) jest łatwa do obliczenia z wykorzystaniem techniki regresji liniowej, jako wartość współczynnika kierunkowego prostej [3].

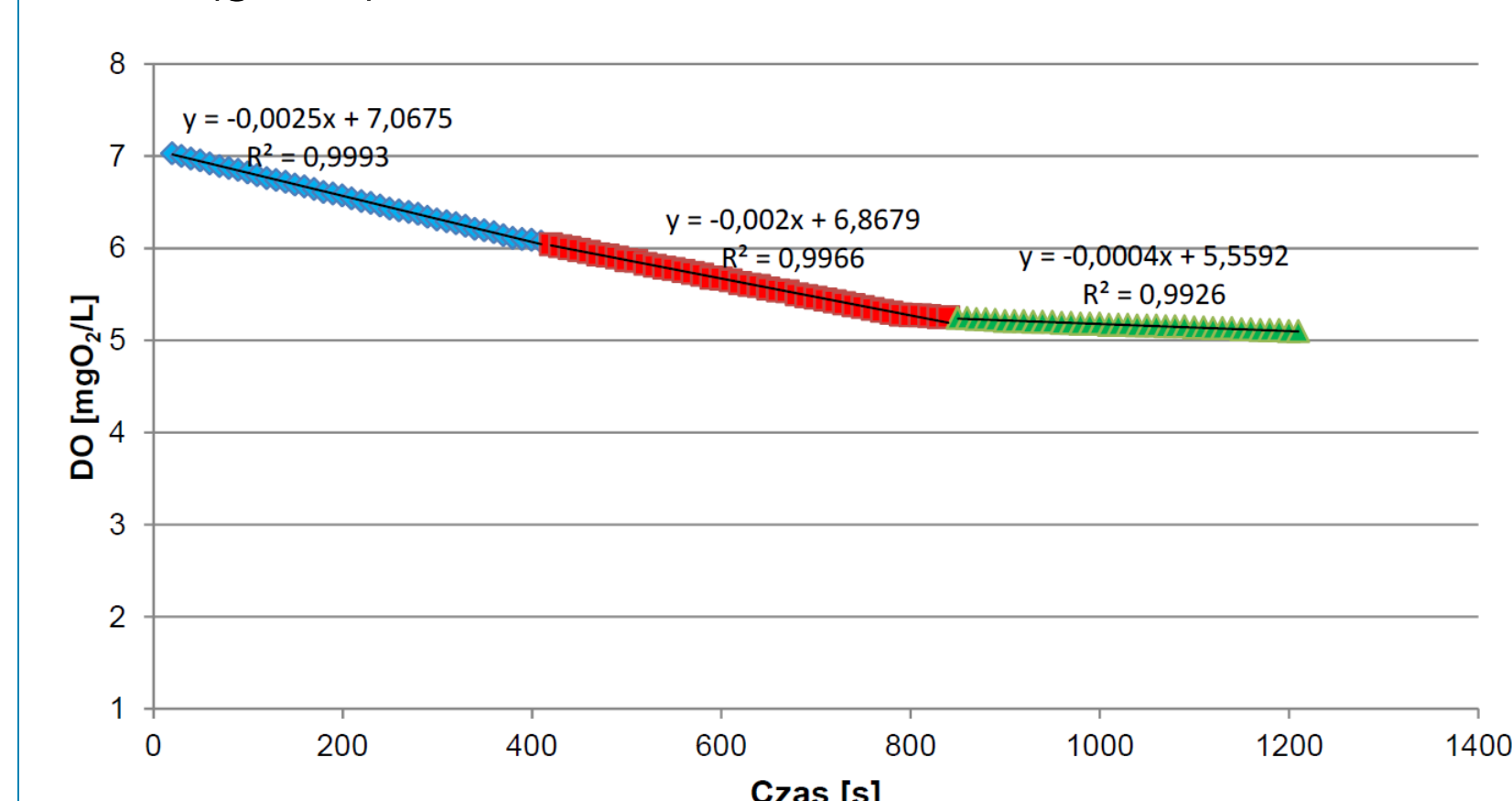
W skład wykorzystanego do analizy zestawu pomiarowego wchodziły następujące elementy:

- reaktor porcjowy: butla szklana z trzema szybkami typu „Woullff” o objętości około 1,3 dm³,
- miernik tlenu rozpuszczonego z rejestracją i transferem danych do komputera PC,
- mieszadło magnetyczne,
- łaźnia wodna.



Rysunek 1. Schemat zestawu pomiarowego (A) oraz zdjęcie układu pomiarowego podczas prowadzenia testu porcjowego OUR (B)

Zmierzoną wartość OUR w mgO₂/dm³*s przeliczano na jednostkową, dobową prędkość poboru tlenu (jOUR) w gO₂/g_{s.m.}*d. Dla biomasy AOB i NOB następnie obliczano aktywność w odniesieniu do dobowej, jednostkowej prędkości utleniania azotu w gN/g_{s.m.}*d, mnożąc wyznaczoną wartość jOUR przez wartości odpowiednich współczynników stechiometrycznych: 0,29 i 0,88 odpowiednio dla AOB i NOB. Potencjał badanego bioreaktora w odniesieniu do usuwania azotu i materii organicznej ze ścieków obliczano jako iloczyn oznaczonych wartości jOUR oraz ilości biomasy w reaktorze Xs.m. (gs.m.).



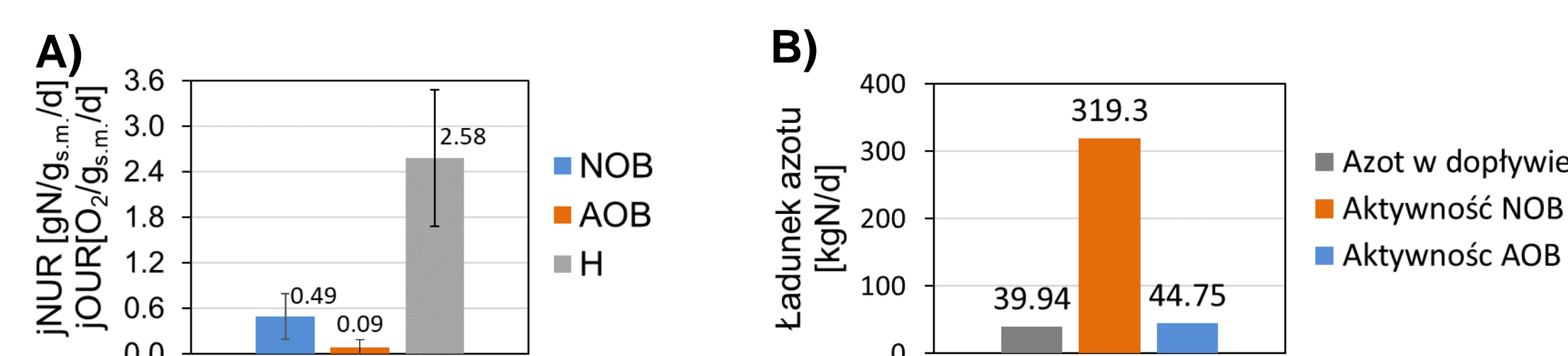
Rysunek 2. Przykładowy respirogram uzyskany w trakcie testu porcjowego

WYNIKI I DYSKUSJA

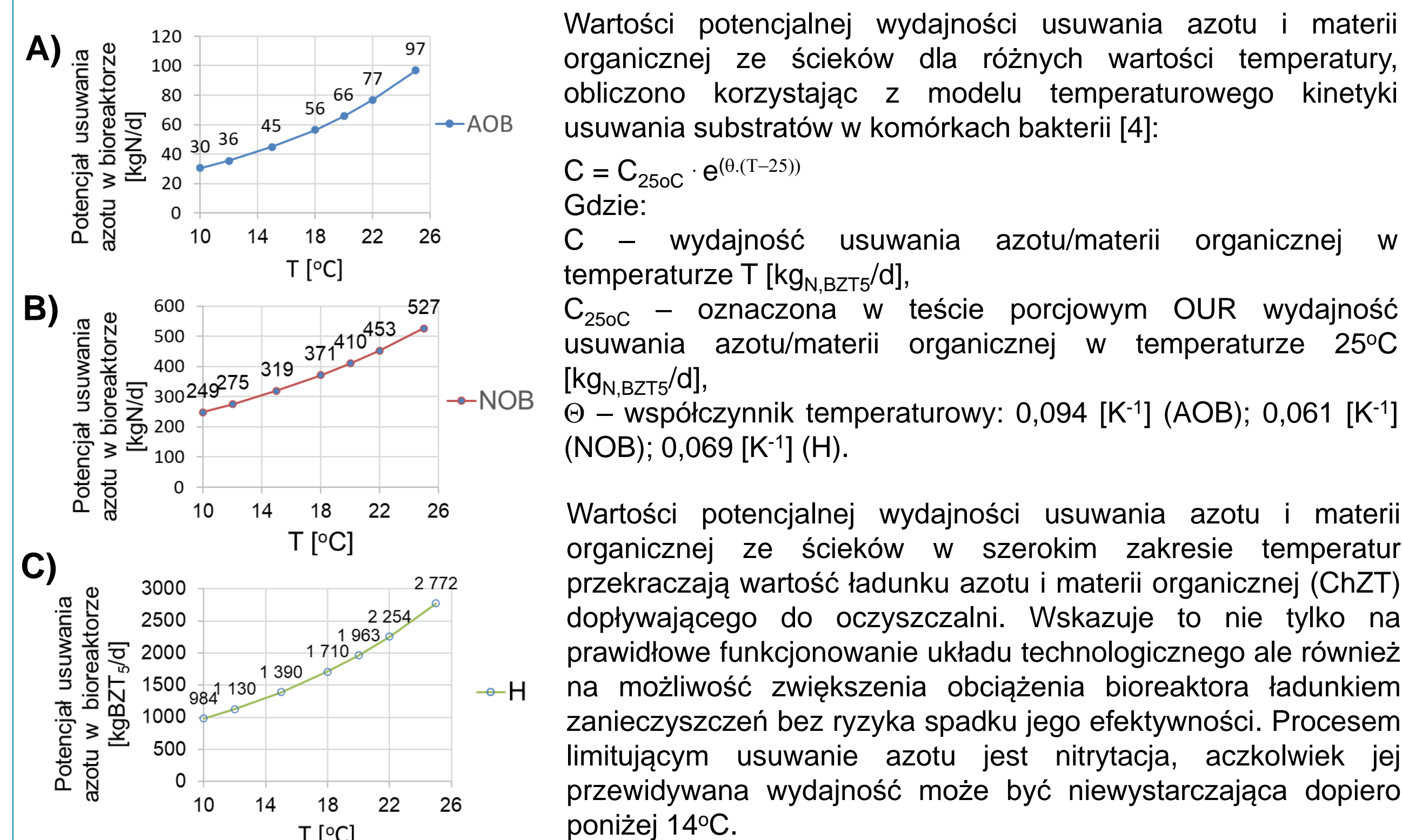
W tabeli 1 przedstawiono odpowiednio: wartości oznaczonych w trakcie testów porcjowych prędkości poboru tlenu (OUR); oszacowane na ich podstawie prędkości poboru azotu (NUR) przez biomasę autotroficzną (AOB i NOB) oraz maksymalną wydajność utleniania azotu i materii organicznej w bioreaktorze. Średnie wartości OUR i NUR pokazano na rysunku 3.

Tabela 1. Wartości oznaczonych w trakcie testów porcjowych prędkości poboru tlenu; oszacowane na ich podstawie prędkości poboru azotu (NUR) przez biomasę autotroficzną (AOB i NOB); maksymalna wydajność utleniania azotu i materii organicznej w bioreaktorze

Nr testu	OUR [gO ₂ /g _{s.m.} *d]			NUR [gN/g _{s.m.} *d]			Wydajność utleniania N w reaktorze [kgN/d] w 25°C		Wydajność usuwania BZT ₅ w reaktorze [kgBZT ₅ /d] w 25°C
	H	NOB	AOB	NOB	AOB	NOB	AOB	H	
1	2.27	0.71	0.36	0.63	0.11	889.9	149.5	3232.0	
2	3.95	1.05	0.51	0.92	0.15	1718.2	277.9	4054.0	
3	1.44	0.09	0.09	0.08	0.03	115.37	43.26	1142.12	
4	3.03	0.72	0.42	0.63	0.12	1208.6	237.9	3200.4	
5	2.21	0.20	0.08	0.17	0.02	367.4	43.2	2626.6	
średnia	2.58	0.55	0.29	0.49	0.09	859.9	150.4	2851.0	
SD	0.9	0.4	0.2	0.3	0.1	575.5	96.8	968.0	
RSD%	32.96	64.80	60.17	64.78	60.17	66.93	64.40	33.95	



Rysunek 3. A) Średnie wartości prędkości poboru tlenu i azotu (OUR i NUR) oszacowane na podstawie wyników uzyskanych w czasie prowadzenia testów porcjowych. B) Porównanie oszacowanego potencjału usuwania azotu przez biomasę autotroficzną w temperaturze 15°C z dobowym ładunkiem azotu dopływającym do oczyszczalni ścieków



Rysunek 4. Szacunkowe zmiany wydajności usuwania azotu (A, B) oraz materii organicznej (C) ze ścieków w funkcji temperatury

WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzanych analiz można sformułować następujące wnioski:

- Wykazano wysoki potencjał bioreaktora lokalnej, małej oczyszczalni ścieków do usuwania ze ścieków zarówno materii organicznej jak i azotu, w szerokim zakresie temperatur,
- Procesem limitującym usuwanie azotu jest nityfikacja, aczkolwiek jej przewidywana wydajność może być niewystarczająca do utleniania całości ładunku azotu-amonowego dopływającego do oczyszczalni ścieków dopiero poniżej 14°C,
- Niestandardowe biotechnologiczne testy porcjowe posiadają wysoką praktyczną użyteczność i mogą zostać wykorzystane zarówno do sprawdzenia stanu procesu, ilościowego wyrażenia aktywności biocenozy osadu czynnego, jak i oceny możliwości zwiększenia obciążenia bioreaktora dodatkowym ładunkiem zanieczyszczeń w przypadku planów rozbudowy gminnego systemu kanalizacyjnego.

Źródła literaturowe: [1] GUS „Ochrona środowiska 2021”: <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/ochrona-srodowiska-2021,1,22.html> (31-05-2022 r.)
[2] Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych. Dz.U. 2019 poz. 1311
[3] Surmacz-Gorska J., Germaey K., Demuyck C., Vanrolleghem P., Verstraete W., 1996. Nitrification monitoring in activated sludge by oxygen uptake rate (OUR) measurement. Water Research 30(5), 1228-1236.
[4] Trojanowicz, K., Plaza, E., & Trella, J. (2019). Model extension, calibration and validation of partial nitrification–anammox process in moving bed biofilm reactor (MBBR) for reject and mainstream wastewater. Environmental technology, 40(9), 1079-1100.