

INSTYTUT INŻYNIERII OCHRONY ŚRODOWISKA POLITECHNIKI WROCŁAWSKIEJ

Raport serii PRE nr 44 / 2000

Kinetyka procesu adsorpcji-biodegradacji na węglu aktywnym w układach technologicznych uzdatniania wody

Praca doktorska

Mgr inż. *Marek Molczan*

Promotor:

Dr hab. inż. *Wojciech Adamski*, prof. ndzw. w Politechnice Wrocławskiej

***Słowa kluczowe:
oczyszczanie wody,
węgiel aktywny,
adsorpcja,
biodegradacja.***

SPIS TREŚCI

1. Wstęp.....	5
1.1. Woda jako środowisko i surowiec.....	5
1.2. Obecność domieszek organicznych a jakość wody.....	7
1.3. Rola węgla aktywnego w usuwaniu organicznych domieszek wody.....	13
1.4. Teoretyczne podstawy procesu adsorpcji.....	15
1.4.1. Opis kinetyki adsorpcji.....	15
1.4.1.1. Dyfuzyjne i adwekcyjne przenoszenie masy adsorbentu.....	15
1.4.1.2. Przenoszenie adsorbentu w dyfuzyjnej warstwie granicznej.....	16
1.4.1.3. Przenoszenie masy w ziarnie adsorbentu.....	17
1.4.1.4. Przybliżone równania kinetyki adsorpcji.....	19
1.4.2. Opis statyki adsorpcji.....	20
1.4.2.1. Teoria Langmuira.....	21
1.4.2.2. Inne teorie statyki adsorpcji.....	21
1.4.3. Opis dynamiki adsorpcji.....	23
1.4.4. Podstawowe parametry modeli adsorpcji.....	25
1.4.4.1. Parametry izotermy adsorpcji.....	25
1.4.4.2. Parametry dyfuzyjne i kinetyczne.....	27
1.5. Teoretyczne podstawy procesu biodegradacji.....	30
1.5.1. Środowiskowe podstawy aktywności mikroorganizmów.....	30
1.5.1.1. Konsumowanie zasobów.....	30
1.5.1.2. Przyrost biomasy.....	31
1.5.1.3. Zastępowalność zasobów.....	32
1.5.1.4. Zapotrzebowanie biomasy na poszczególne zasoby.....	32
1.5.1.5. Wykorzystanie RWO przez heterotroficzne bakterie aerobowe.....	33
1.5.2. Opis kinetyki biodegradacji.....	33
1.5.2.1. Kinetyka wzrostu biomasy.....	36
1.5.2.2. Kinetyka usuwania substratu oraz generowania produktu biodegradacji.....	37
1.5.2.3. Wpływ stężenia substratu na szybkość reakcji enzymatycznej.....	38
1.5.2.4. Wyznaczanie wartości współczynników kinetycznych biodegradacji na podstawie badań w reaktorze przepływowym.....	40
1.5.3. Zagadnienie podatności na biodegradację.....	45

1.6. Idea procesu adsorpcji-biodegradacji – modele procesu	5
1.6.1. Przykłady modeli procesu	50
1.6.1.1. Modele opracowane przez Speitela i Zhu	50
1.6.1.2. Model „Chabrol”	52
1.6.1.3. Modele opracowane przez Adamskiego	54
2. Materiały i metodyka badań	58
2.1. Wykorzystane materiały	58
2.1.1. Charakterystyka źródła wody	58
2.1.2. Stosowane węgle aktywne	60
2.1.2.1. Charakterystyka układu kapilarnego adsorbentów	62
2.1.2.2. Granulometria węgla WD-ekstra	62
2.1.2.3. Inne właściwości	63
2.2. Opis wykonanych doświadczeń	69
2.2.1. Testy porcjowe	69
2.2.2. Testy kolumnowe	70
2.2.2.1. Przygotowanie węgla do pracy	71
2.2.2.2. Dobór obciążenia hydraulicznego	71
2.2.2.3. Test F1	71
2.2.2.4. Test F2	72
2.2.2.5. Test F2'	72
2.3. Wykorzystane metody analityczne	76
2.4. Aproksymacje danych doświadczalnych	80
3. Analiza i dyskusja wyników	81
3.1. Ogólne właściwości stosowanych w badaniach węgla aktywnych	81
3.2. Porównanie właściwości adsorpcyjnych wybranych GWA w oparciu o wyniki prób porcjowych	82
3.3 Analiza pracy wybranych węgla aktywnych w układzie przepływowym – test F1	88
3.4. Analiza procesów adsorpcji i biodegradacji w złożu granulowanego węgla aktywnego WD-ekstra - testy: F2 i F2'	101
3.4.1. Opis adsorpcji	102
3.4.1.1. Parametry statyki adsorpcji	102
3.4.1.2. Korekta modelu dynamiki adsorpcji wynikająca z modyfikacji równania izotermy Langmuira	106
3.4.1.3. Parametry kinetyki adsorpcji - symulacja izoplany	107

3.4.2. Opis biodegradacji	111
3.4.2.1. Frakcja biodegradowalna RWO – BRWO	112
3.4.2.2. Stężenie biomasy	116
3.4.2.3. Parametry kinetyki biodegradacji	120
3.4.2.4. Wpływ zmiennych warunków procesu na podstawowe parametry kinetyki biodegradacji	125
3.4.2.5. Symulacja krzywej aktywności biologicznej.....	128
3.4.2.6. Błona biologiczna i jej zapotrzebowanie na składniki środowiska.....	131
3.4.3. Superpozycja procesów adsorpcji i biodegradacji w złożu GWA.....	142
3.5. Uwagi na temat parametrów technologicznych procesu filtracji biologicznej	144
3.6. Podsumowanie.....	148
4. Literatura.....	150
5. Spis rysunków	157
6. Spis tabel	161
7. Załącznik 1 – wykresy uzupełniające.....	164
8. Załącznik 2 – tabele wyników	184

1. WSTĘP

1.1. WODA JAKO ŚRODOWISKO I SUROWIEC

Wody naturalne, morskie i śródlądowe, stanowią środowisko życia wielu organizmów. Szczególne właściwości środowiska wodnego buforujące wahania czynników zewnętrznych stwarzają wyjątkowo korzystne, stabilne warunki życia. Przewaga środowiska wodnego wyraża się chociażby daleko mniejszym zagrożeniem niedoborem wody, który w wielu ekosystemach lądowych bywa czynnikiem ograniczającym. Mimo to ekosystemy wodne należą do produkcyjnie mało wydajnych a typowe dla nich równowagi odpowiadają stosunkowo niewielkiej koncentracji organizmów przez co paradoksalnie wody zajmujące w skali globu 70,5% powierzchni skupiają zaledwie 0,2% biomasy [1]

Organizmy zasiedlające określony obszar, na skutek własnych czynności życiowych, przekształcają swoje środowisko, pewne składniki pobierając inne wprowadzając do otoczenia. W normalnych warunkach (woda nie zanieczyszczona) bilans tych przemian jest zrównoważony – produkcja i respiracja równoważą się. Naturalne dążenie do tego stanu jest motorem procesów samooczyszczania wód. W zbiorniku wodnym obciążonym ładunkiem zanieczyszczeń organicznych dochodzi do wzmożonej remineralizacji. Postępująca sukcesja heterotroficzna zmniejsza ilość dostępnego pokarmu aż do wyrównania procesów rozkładu z procesami syntezy i uwolnienia zbiornika od nadmiaru obcej materii organicznej.

Typowe dla wód naturalnych przemiany biochemiczne zmierzające do samooczyszczenia wody nie ustają w chwili jej poboru dla celów wodociągowych. Jakkolwiek jednym z zadań oczyszczania wody jest ostateczne wyeliminowanie aktywności biologicznej wody, grożącej wtórnym wzrostem mikroorganizmów i zanieczyszczeniem wody w sieci dystrybucji, to jednak w etapach poprzedzających dezynfekcję obecność mikroorganizmów nie pozostaje bez wpływu na przebieg uzdatniania. Dotyczy to zwłaszcza tych procesów, które jak np. filtracja kumulują biomasę. Pewne szczególne rozwiązania filtracji wykorzystują zresztą aktywność biologiczną do wspomagania procesu. Należy tu wskazać na: infiltrację, filtrację powolną, filtrację suchą. Wśród różnych stosowanych materiałów filtracyjnych największym powinowactwem do kumulowania biomasy cechują się granulowane węgle aktywne (GWA). Zdolność GWA do zatrzymywania niesionych z wodą mikroorganizmów skutkuje włączeniem skumulowanej biomasy w złożony mechanizm wzajemnych oddziaływań fazy stałej (powierzchnia ziarna, komórka, wytrącone

zanieczyszczenia) oraz rozpuszczonych w wodzie domieszek. Wraz ze stopniowym wyczerpywaniem pojemności węgla biomasa może przejmować jego funkcje, sorbując substancje obecne w wodzie, a ponadto przetwarzając je częściowo na swój budulec oraz produkty przemian biochemicznych dostarczających komórkom energii. Powiązanie adsorpcji w złożach GWA z aktywnością biologiczną zatrzymanych w nich mikroorganizmów jest o tyle uzasadnione, że oba cząstkowe procesy posiadają wspólny substrat w postaci organicznych domieszek związków organicznych zawartych w wodzie.

Celem niniejszej pracy jest:

- zbadanie możliwości skojarzonych procesów adsorpcji i biodegradacji organicznych domieszek wody, prowadzonych w złożach granulowanych węgla aktywnych, zastosowanych dla potrzeb uzdatniania wody przeznaczonej do picia i na potrzeby gospodarcze, a w szczególności:
 - wyznaczenie podstawowych parametrów statyki i kinetyki adsorpcji naturalnych domieszek organicznych uzdatnianej wody na granulowanym węglu aktywnym,
 - sformułowanie i wykalibrowanie opisu kinetyki wzrostu biomasy i biochemicznego usuwania substratów organicznych w wodzie poddawanej uzdatnianiu,
 - próba całościowego ujęcia procesu adsorpcji-biodegradacji oparta na opisie dynamiki adsorpcji oraz kinetyki biodegradacji,
 - ocena roli podłoża w naturalnej immobilizacji i namnażaniu biomasy w złożu GWA,
 - ocena podatności wybranego źródła wody na adsorpcyjne i biochemiczne usuwanie domieszek organicznych,
 - sformułowanie podstawowych kryteriów stosowalności procesu oraz parametrów technologicznych istotnych dla jego przebiegu,
 - ocena korzyści i zagrożeń wynikających z prowadzenia procesu adsorpcji-biodegradacji w porównaniu z procesem adsorpcji.

1.2. OBECNOŚĆ DOMIESZEK ORGANICZNYCH A JAKOŚĆ WODY

Woda pitna stanowi wagowo najistotniejszy składnik pokarmu człowieka, w związku z czym zawarte w niej domieszki mają równie istotny wpływ na organizm ludzki. Powszechność wykorzystania wody wodociągowej, wieloletnie przywiązanie odbiorców do jednego źródła wody, stosunkowo łatwa przyswajalność rozpuszczonych w niej substancji (w tym również szkodliwych) powodują konieczność ograniczania zawartości w wodzie nawet potencjalnie tylko szkodliwych dla zdrowia składników. Nie należy przy tym zapominać, że szereg obecnych w wodzie domieszek to składniki niezbędne dla prawidłowego przebiegu przemian metabolicznych, których zawartość nie powinna być przesadnie obniżana. Dotyczy to w szczególności wielu soli mineralnych, natomiast nie dotyczy **związków organicznych, których obecność w wodzie ze względów zdrowotnych nie jest wymagana.**

W ograniczaniu zawartości domieszek organicznych w wodach wodociągowych aspekt zdrowotny odgrywa kluczową rolę. Wiąże się to nie tylko z ich znaną lub prawdopodobną toksycznością ale również z dużym ryzykiem wchodzenia w niepożądane reakcje, ze środkami chemicznymi wprowadzanymi do wody w procesach uzdatniania, których produkty bywają wielokrotnie bardziej szkodliwe od pierwotnego substratu. Chodzi tu głównie o procesy utleniania, które są i będą stosowane dla wspomagania podstawowych procesów technologicznych oraz do dezynfekcji. Podczas reakcji chloru, najpowszechniej obecnie stosowanego dezynfektanta, ze związkami organicznymi, chlor działa utleniająco ale może też być przyłączany do cząsteczki związku organicznego. Dlatego w czasie chlorowania powstają liczne produkty uboczne dezynfekcji, takie jak trihalometany (THM), kwasy halogenooctowe, halogenoketony, halogenonitryle, trichlorobenzeny, trichlorofenyle oraz hydroksyfurany, a obok nich duża grupa wielkocząsteczkowych związków organicznych, które dotychczas nie zostały zidentyfikowane [2].

Najlepiej poznaną grupą ubocznych produktów chlorowania są trihalometany, których głównym przedstawicielem jest chloroform (CHCl_3). Zostały one uznane za substancje rakotwórcze [3]. W obszarze innych grup chlorowanych związków organicznych sytuacja nie jest lepsza. Za przykład niech posłuży należący do hydroksyfuranów, bardzo toksyczny związek określany symbolem MX [4]. Sposoby obniżania stężenia ubocznych produktów chlorowania ograniczają się do następujących działań:

- stosowanie innych utleniaczy, tj. ozonu czy dwutlenku chloru,

- modyfikowanie procesu chlorowania poprzez dodatek amoniaku (chloraminowanie),
- usuwanie z wody substancji organicznych (prekursorów) przed procesem utleniania,
- adsorbowanie pozostałych halogenów na filtrach węglowych.

Zastąpienie chlorowania wstępnego ozonowaniem przynosi istotną poprawę jakości wody. W Wodociągu Północnym w Warszawie uzyskano w ten sposób obniżenie stężenia trihalometanów z wartości ponad 100 do około 30 mg/m³ [2]. Podobne korzyści daje zastosowanie do końcowej dezynfekcji dwutlenku chloru, który będąc bardziej czynnikiem utleniającym niż chlorującym wytwarza niewielkie ilości ubocznych produktów dezynfekcji, praktycznie nie tworzy trihalometanów [5]. Jednakże zarówno ze względów zdrowotnych i formalnych (normowana wartość dawki i stężenia pozostałych w wodzie produktów rozpadu ClO₂) jak i ekonomicznych (zdecydowanie wyższe koszty stosowania niż w wypadku chloru) wymaga się minimalizacji zapotrzebowania wody na dwutlenek chloru [6], a to wiąże się bezpośrednio z koniecznością istotnego zmniejszenia stężenia domieszek organicznych, będących w uzdatnionej wodzie czynnikiem decydującym o wartości tego zapotrzebowania [7]. W tej sytuacji kluczowego znaczenia nabiera usuwanie z wody substancji organicznych, najlepiej jeszcze przed procesami utleniania. Obniża ono ryzyko tworzenia związków chemicznych o znanym, toksycznym działaniu jak również tych substancji, których wpływ na organizmy żywe nie został jeszcze poznany lub których w ogóle nie udało się zidentyfikować.

Właściwości fizyczne oraz parametry składu chemicznego wody przeznaczonej do picia i na potrzeby gospodarcze regulują stosowne akty prawne. Ustalają one wartości dopuszczalnych stężeń poszczególnych domieszek wody. Bogactwo występujących w wodach pierwotnych oraz wtórnych zanieczyszczeń organicznych sprawia, iż to właśnie w obszarze tych substancji liczba normowanych składników jest największa i systematycznie wzrasta. Jednocześnie postęp wiedzy na temat wpływu tych składników na organizm ludzki powoduje stopniowe obniżenie wartości ich dopuszczalnych stężeń do poziomu, przy którym, zgodnie z aktualną wiedzą, nie stwierdza się zmian patologicznych u odbiorców.

Prawdopodobnie najbardziej obszerna aktualnie lista normowanych parametrów oraz zaleceń zdrowotnych Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (USEPA) [8] w dziale związków organicznych w wodzie pitnej obejmuje 189 pozycji, z których wiele dotyczy grup związków. Co do 42 z nich istnieją ewidentne dowody działania rakotwórczego wobec ludzi, w 19 przypadkach dowody na działanie rakotwórcze nie są jednoznaczne, a w 84 istnieje podejrzenie działania rakotwórczego jednak obecnie brak na to dowodów. Stężenia 63 z tych

substancji są normowane, przy czym dla 30 z nich wartość „docelowego maksymalnego dopuszczalnego stężenia” (MCLG – maximum contaminant level goal) określono jako „zero”. Wartość „zero” oznacza tu pewne pojęcie a nie liczbę, ponieważ współczesne metody analityczne posiadające określony poziom detekcji nie pozwalają na wiarygodne wykazanie braku jakiejś substancji [9]. Podobna lista dla domieszek nieorganicznych obejmuje zaledwie 30 pozycji, z których 20 ma normowane stężenia a 4 posiadają udowodnione działanie rakotwórcze.

W Polsce właściwości fizyczno-chemiczne wody wodociągowej określa rozporządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 31 maja 1977 r w sprawie warunków, jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze [10], a w szczególności treść znowelizowanego w 1990 r załącznika do tego rozporządzenia [11]. Rozporządzenie to oczekuje obecnie na kolejne zmiany związane między innymi z integracją Polski z Unią Europejską [12], co będzie wymagało jego harmonizacji z Dyrektywą Rady Wspólnot Europejskich nr 98/83/EC z dnia 3 listopada 1998 r w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi [13]. Stan aktualny oraz tendencje zmian polskich norm jakości wody pitnej na tle odpowiednich przepisów Unii Europejskiej oraz wytycznych Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) przedstawiono w tabeli 1 [14, 15].

Treść tabeli 1 obrazuje wielkość i różnorodność normowanych wskaźników w zakresie domieszek organicznych, co w praktyce stwarza wiele problemów przedsiębiorstwom wodociągowym mającym te normy realizować. Jedynym parametrem opisującym ogólną zawartość związków organicznych byłaby, w wypadku jej uwzględnienia w przyszłym rozporządzeniu, utlenialność KMnO_4 . Jeszcze lepszym wskaźnikiem wydaje się ogólny węgiel organiczny (OWO), którego wartość rzeczywiście wskazuje na całkowitą zawartość domieszek organicznych w wodzie. Pomimo braku przesłanek do normowania tego parametru często wskazuje się na jego znaczenie w aspekcie technologicznym. Puki co brak jednak konkretnych wytycznych co do jego zalecanych wartości. Dyrektywa 98/83/EC wymaga jedynie braku jego nienaturalnych zmian. Nie zmienia to faktu, iż w wypadku projektowania procesów usuwania związków węgla z wody konieczne jest założenie pewnej wartości OWO w oczyszczonej wodzie. Literatura podaje jednak niewiele tego typu przykładów. Wprowadzając proces adsorpcji w zakładzie uzdatniania wody w Cincinnati, Ohio (USA), przyjęto, iż zawartość domieszek organicznych w wodzie oczyszczonej nie powinna przekraczać $1,0 \text{ gC/m}^3$ (OWO) [16]. Z badań nad możliwością stosowania dwutlenku chloru do dezynfekcji wody z Zakładu Produkcji Wody „Na Grobli” we Wrocławiu wynika, że pozostawienie w wodzie około $1,0 \text{ gC/m}^3$ (OWO) powinno, zgodnie z

aktualną wiedzę, zagwarantować dobrą jakość produktu. Za wartość nieprzekraczalną uznano stężenie OWO wynoszące $2,0 \text{ gC/m}^3$ [7].

Tendencje zmian norm jakości wody, będące konsekwencją postępu nauki i rosnącej świadomości wpływu poszczególnych składników wody na organizm ludzki, wskazują jednoznacznie na potrzebę usuwania domieszek organicznych z wód przeznaczonych do spożycia.

Tabela 1. Porównanie norm jakości wody do picia ustalonych w przepisach Unii Europejskiej, w przepisach polskich i w wytycznych WHO [14].

Wskaźnik jakości wody	Przepisy Unii Europejskiej	Przepisy polskie		Wytyczne WHO 1993 r
	Dyrektywa 98/83/EC	Obowiązujące rozporząd. 1990	Proj. nowego rozporząd. 1998	
1	2	3	4	5
A. Wskaźniki mikrobiologiczne				
1. Liczba bakterii grupy <i>coli</i> typu kałowego w 100 ml wody nie większa niż	0 0	0 0	0 0	0
2. Liczba bakterii grupy <i>coli</i> w 100 ml wody nie większa niż	0	0 0	0 0	0
B. Wskaźniki organoleptyczne				
1. Barwa, mgPt/dm^3	-	20	15	15
2. Mętność, mg/dm^3		5		
3. Organizmy wodne		niewidoczne		
4. Plamy olejowe		niewidoczne		
5. Zapach		3-naturalny		
6. Zawiesiny		niewidoczne		
7. Subst. rozpuszczone, mg/dm^3		800	3	1000
8. pH	6,5 – 9,5	6,5 – 8,5		
C. Subst. nieorganiczne				
1. Amoniak, mg/dm^3	0,5	0,5	0,5	1,5
2. Antymon, mg/dm^3	0,005		0,005	0,05
3. Arsen, mg/dm^3	0,01	0,05	0,01	0,01
4. Azotany, mg/dm^3	50	50	50	50
5. Azotyny, mg/dm^3	0,5		0,1	3
6. Bar, mg/dm^3			0,7	0,7
7. Bor, mg/dm^3	1		1	0,3
8. Bromiany, mg/dm^3	0,01		0,01	0,025
9. Chlor wolny, mg/dm^3		0,2 - 0,5	0,3	
10. Chlorki, mg/dm^3	250	300	250	250
11. Chrom, mg/dm^3 w tym Cr^{+6} mg/dm^3	0,05	0,01	0,05	0,05
12. Cyjanki, mg/dm^3	0,05	0,02	0,05	0,07
13. Cynk, mg/dm^3		5	3	3
14. Fluorki, mg/dm^3	1,5	1,5	1,5	1,5
15. Fosfor jako P_2O_5 , mg/dm^3			5	
16. Glin, mg/dm^3	0,2	0,3	0,2	0,2
17. Kadm, mg/dm^3	0,005	0,005	0,03	0,003

1	2	3	4	5
18. Magnez, mg/dm ³			50	
19. Mangan, mg/dm ³	0,05	0,1	0,05	0,05
20. Miedź, mg/dm ³	2	0,05	1	2
21. Nikiel, mg/dm ³	0,02	0,03	0,02	0,02
22. Ołów, mg/dm ³	0,01	0,05	0,02	0,01
23. Przewodność μ S/cm	2500		2500	
24. Rtęć, mg/dm ³	0,001	0,001		
25. Selen, mg/dm ³	0,01	0,01	0,01	0,01
26. Siarczany, mg/dm ³	250	200	200	250
27. Sód, mg/dm ³	200	200	175	200
28. Srebro, mg/dm ³		0,05	0,01	
29. Twardość CaCO ₃ , mg/dm ³		500	60 - 500	
30. Żelazo, mg/dm ³	0,2	0,5	0,2	0,3
D. Subst. organiczne bez pestycydów				
1. Akryloamid, μ g/dm ³	0,1		0,25	0,5
2. Akrylonitryl, μ g/dm ³			0,25	
3. Benzen, μ g/l	1	10	1	10
4. Benzo(a)piren, μ g/dm ³	0,01	0,015	0,01	0,7
5. Bromodichlorometan(1,1), μ g/dm ³			15	60
6. Bromoform, μ g/dm ³			150	100
7. Chlorek etylu, μ g/dm ³			100	
8. Chlorek winylu, μ g/dm ³	0,5		0,5	
9. Chlorobenzen, μ g/dm ³		5	20	10-120
10. Chlorofenole, μ g/dm ³	zapach niewyczuwalny		10	
11. Chloroform, μ g/dm ³		30	30	0,1-300
12. Chlorooctowy kwas, μ g/dm ³			30	
13. Dibromometan, μ g/dm ³			30	
14. Dichloroetan, μ g/dm ³			5	30
15. 1,2-dichloroetan, μ g/dm ³	3	10		30
16. 1,1-dichloroetan, μ g/dm ³		1		
17. Dichlorobenzen, μ g/dm ³			30	
18. Dichlorometan, μ g/dm ³			20	20
19. Epichlorohydryna, μ g/dm ³	0,1		0,5	0,4
20. Etylobenzen, μ g/dm ³			20	300
21. Etylenu tlenek, μ g/dm ³			2	
22. Fenol, μ g/dm ³			10	
23. Ftolan dibuhelu, μ g/dm ³			20	
24. Formaldehyd, μ g/dm ³			50	900
25. Ksylen, μ g/dm ³			20	500
26. PCB, μ g/dm ³			0,5	
27. Styren, μ g/dm ³			10	20
28. Substancje humus, μ g/dm ³			3000	
29. SPC, μ g/dm ³			200	
30. Detergenty, μ g/dm ³				
-anionowe		200		
-kationowe		100		
-niejonowe		200		
31. Tetrachloroetan, μ g/dm ³			30	
32. Tetrachloroeten, μ g/dm ³	10	10	40	40
33. Toluen, μ g/dm ³			40	700

1	2	3	4	5
34. Trichloroeten, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$	10	30	50	70
35. Trichloroetan, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			50	2000
36. Trichlorometany -suma, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$	100			
37. Utlenialność KMnO_4 , $\mu\text{g}/\text{dm}^3$	5000		4000	
38. WWA, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$	0,1		0,2	
39. Tetrachlorek węgla, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$		5	2	2
E. Pestycydy				
1. Alachlor, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			6	20
2. Aldikarb, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			10	10
3. Aldryna+Deldryna, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			0,03	0,03
4. Abrazyna, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			2	2
5. Chlordan, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			0,2	0,2
6. Chloroturon, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			10	30
7. DDT+metabolity, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			2	2
8. 2, 4-D, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			30	30
9. HCB, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			0,05	1
10. Lindan, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			2	2
11. MPCA, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			2	2
12. Metoksychlor, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			20	20
13. Pentachlorofenol, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$		10	9	9
14. Permetryna, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$			20	20
15. Pestycydy, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$				
-poszcz. osobno	0,1			
-suma	0,5			
F. Izotopy promieniotwórcze				
1. Izot. emitujące cząstki α , Bq/dm^3 :			0,1	0,1

1.3. ROLA WĘGLA AKTYWNEGO W USUWANIU ORGANICZNYCH DOMIESZEK WODY

Organiczne domieszki wody usuwane są we wszystkich procesach technologicznych służących jej oczyszczeniu. W koagulacji i filtracji zmniejszeniu ulega głównie zawartość frakcji nierozpuszczonej i koloidalnej. Gdy istnieje również potrzeba obniżenia stężenia frakcji rozpuszczonej stosuje się adsorpcję w wewnętrznej strukturze materiałów porowatych, utlenianie lub kombinację tych procesów. Znaczące usunięcie frakcji rozpuszczonej można też uzyskać w infiltracji oraz w procesach membranowych [17], chociaż zadanie tych ostatnich stanowi raczej odsalanie wody.

Adsorpcja na materiałach porowatych jest od lat podstawowym procesem usuwania rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) z oczyszczanej wody, a występujące obecnie tendencje do ograniczania procesów utleniania dają jej w tej dziedzinie pozycję niemalże monopolistyczną. Chociaż każde ciało stałe jest potencjalnym adsorbentem, to adsorpcja jako zjawisko powierzchniowe w swoim rozmiarze jest proporcjonalna do pola specyficznej powierzchni adsorbentu, czyli pola dostępnego dla adsorpcji, dlatego ilość zaadsorbowana na jednostkę wagi adsorbentu jest tym większa, im bardziej porowate jest to ciało [18]. Znanych jest wiele materiałów porowatych o różnym charakterze chemicznym i różnej strukturze powierzchni [19, 20].

Najlepszymi adsorbentami są ciała porowate o dużej powierzchni właściwej od setek do tysięcy metrów kwadratowych na gram (m^2/g). Tego typu materiał można otrzymać różnymi metodami. Pierwsza z nich polega na zbudowaniu sztywnego szkieletu adsorbentu z małych cząstek o rozmiarach koloidalnych, np. poprzez oddziaływanie roztworów soli, substancji odwadniających na wytworzony wcześniej hydrożel. Przykładem adsorbentów o korpuskularnej strukturze mogą być żele kwasu krzemowego, które są pierwszymi nieorganicznymi adsorbentami syntetycznymi [18, 20]. Inna metoda otrzymywania porowatych adsorbentów polega na działaniu na szerokoporowate lub nieporowate ciała aktywnymi gazami, cieczami lub na ich wyprażaniu. Przykładem stosowania tej metody mogą być takie materiały jak aktywny tlenek glinu, zeolity naturalne czy też węgiel aktywny [18].

Właściwości adsorpcyjne węgla aktywnego w stosunku do związków organicznych znane są od dawna. Samo zjawisko adsorpcji zostało odkryte w 1771 roku przez badacza szwedzkiego Scheelego, który zauważył, że węgiel drzewny zdolny jest do pochłaniania niektórych gazów [19]. W roku 1785 rosyjski naukowiec Lowitz spostrzegł, że węgiel

drzewny, zanurzony w roztworze kwasu winowego, odbarwia go, pochłaniając domieszki organiczne. Odkrycie to zapoczątkowało badania, a później praktyczne wykorzystanie węgla do adsorpcji z fazy ciekłej [19].

W odniesieniu do wody pitnej, właściwości adsorpcyjne węgla aktywnego wykorzystywano początkowo w analityce domieszek organicznych, a dopiero później w charakterze techniki poprawiającej jakość wody [16]. Pierwsze zastosowania węgla aktywnego (zarówno pylistego jak i granulowanego), mają miejsce w latach 20. i wiążą się z kontrolą smaku i zapachu wody [21, 22]. Większość instalacji pracujących w tym czasie działa w oparciu o węgiel pylisty. Po poznaniu wyższości granulowanego węgla aktywnego w adsorpcji domieszek organicznych (zwłaszcza w aspekcie technologicznym) zainteresowanie GWA odżyło ponownie w latach 60. [16] i trwa do dziś.

Świadomość potrzeby stosowania tej techniki oczyszczania wody spowodowała, iż w roku 1978 USEPA zaproponowała regulacje prawne wręcz obligujące niektóre przedsiębiorstwa gospodarki komunalnej do jej użycia [16]. Po długotrwałych sporach projekt wycofano w 1981 r. W 1986 roku Kongres Stanów Zjednoczonych Ameryki, nowelizując zapisy Ustawy o Bezpiecznej Wodzie Pitnej wprowadził pojęcie „najlepszej dostępnej technologii” (the Best Available Technology - BAT) służącej uzyskaniu wody spełniającej narzucone normy jakości. W obszarze usuwania organicznych składników wody wymieniono tylko dwie technologie, adsorpcję w złożach GWA oraz odpędzanie powietrzem. Wśród wymienionych 57 organicznych domieszek wody tylko w trzech przypadkach adsorpcja na granulowanym węglu aktywnym nie jest wskazana jako najlepsza dostępna technologia ich usuwania [9, 23, 24]. Przykład ten najdobitniej pokazuje jak ważną rolę odgrywa dziś węgiel aktywny w usuwaniu organicznych domieszek wody.

1.4. TEORETYCZNE PODSTAWY PROCESU ADSORPCJI

Teoretyczne podstawy adsorpcji rozpatruje się w trzech płaszczyznach. Pierwsza obejmuje analizę wpływu czynników kinetycznych. Matematyczny opis stanowią tutaj równania kinetyki przepływu adsorbentu na zewnątrz cząstki adsorbentu oraz równania kinetyki nasycania cząstek adsorbentu. Druga płaszczyzna obejmuje analizę czynników statycznych wpływających na stan równowagi, który wyrażony jest izotermą adsorpcji. Trzecia płaszczyzna obejmuje dynamikę adsorpcji, która w swoim zapisie korzysta zarówno z równań kinetyki jak i statyki adsorpcji oraz równań bilansu masy adsorbentu.

1.4.1. Opis kinetyki adsorpcji

Kinetyka adsorpcji analizuje poszczególne fazy przenoszenia masy adsorbentu. Adsorpcja z roztworów wodnych na adsorbentach porowatych, takich jak węgiel aktywny, jest w swojej istocie procesem dyfuzyjnym i można w nim wyróżnić kilka etapów [25]:

1. Transport adsorbowanych cząstek w masie roztworu w pobliżu powierzchni czynnej adsorbentu. Przenoszenie masy adsorbentu w tym etapie odbywa się w wyniku zarówno dyfuzji jak i adwekcji. Przy czym adwekcja wynika bądź z warunków przepływu przez warstwę węgla, gdy proces jest realizowany w złożach węgla aktywnego, bądź też z warunków mieszania w przypadku procesu prowadzonego w układzie porcjowym.
2. Dyfuzja w warstwie granicznej w pobliżu powierzchni ciała stałego.
3. Dyfuzja w kapilarach ziaren sorbentu.
4. Dyfuzja powierzchniowa.
5. Adsorpcja właściwa czyli lokalizacja sorbowanych cząstek na aktywnych miejscach powierzchni sorbentu.

1.4.1.1. *Dyfuzyjne i adwekcyjne przenoszenie masy adsorbentu*

Dyfuzja jako jednokierunkowy transport adsorbentu od stężenia wyższego do niższego wynika z działania sił osmotycznych na cząstki rozpuszczone w kierunku mniejszego ciśnienia osmotycznego [26, 27] Dyfuzja molekularna w pierwszym etapie procesu adsorpcji opisana jest równaniem pierwszego prawa Ficka dyfuzji w stanie ustalonym [25]:

$$\frac{dn}{dt} = -D_m \cdot F \cdot \frac{dS}{dr} \quad (1.1)$$

n - masa adsorbentu, g

t - czas dyfuzji, s

S - stężenie adsorbentu, g/m³

r - droga dyfuzji, m

F - powierzchnia przekroju strumienia dyfuzji, m²

D_m - współczynnik dyfuzji molekularnej, m²/s

W zapisie wektorowym równanie (1.1) przyjmuje postać:

$$\vec{n}_d = -D_m \cdot F \cdot \text{grad}S \quad (1.2)$$

$\vec{n}_d$ - masa przenoszona w procesie dyfuzji, g

Drugi mechanizm przenoszenia w pierwszym etapie adsorpcji to adwekcja. W procesie tym ilość przenoszanej masy adsorbentu jest proporcjonalna do prędkości przepływu [25]:

$$\vec{n}_a = \pi \cdot r^2 \cdot S \cdot \vec{v}_f \quad (1.3)$$

$\vec{n}_a$ - masa adsorbentu przenoszona w procesie adwekcji, g

v_f - prędkość przepływu, m/s

Przyjmując stałość gradientu stężenia adsorbentu sumaryczne przenoszenie masy w pierwszym etapie opisuje zależność:

$$\vec{n} = -D_m \cdot F \cdot \text{grad}S + \pi \cdot r^2 \cdot S \cdot \vec{v}_f \quad (1.4)$$

1.4.1.2. Przenoszenie adsorbentu w dyfuzyjnej warstwie granicznej

Uwzględniając małą grubość filmu granicznego (δ_D), przyjmując że składowe prędkości adwekcji w kierunku prostopadłym do powierzchni węgla są sobie równe oraz zakładając stałość stężenia adsorbentu w każdym punkcie ($\partial S / \partial t = 0$), przenoszenie adsorbentu w warstwie granicznej można opisać równaniem [26, 28]:

$$\pi \cdot r^2 \cdot \left(v_{f_H} \cdot \frac{\partial S}{\partial H} + v_{f_r} \cdot \frac{\partial S}{\partial r} \right) = D_m \cdot F \cdot \frac{\partial^2 S}{\partial r^2} \quad (1.5)$$

v_{f_H} , v_{f_r} - składowe prędkości w kierunku przepływu i kierunku dyfuzji, m/s

Dla układów adsorpcyjnych z roztworów wodnych, dla których kryterialna liczba Schmidt'a definiowana jest równaniem:

$$S_c = \frac{\nu}{D_m} \quad (1.6)$$

w którym „ ν ” jest lepkością kinematyczną [m^2/s], jest większa o kilka rzędów od jedności, a więc charakter przepływu określają siły tarcia lepkiego, wartości składowych prędkości oszacowane mogą być na podstawie analizy równania profilu prędkości przepływu wzdłuż powierzchni płaskiej w obszarze hydrodynamicznej warstwy granicznej (δ_H) [29]:

$$\nu_{f_H} \cong \nu_f \cdot \frac{r}{\delta_H} \quad (1.7)$$

$$\nu_{f_r} \cong \nu \cdot \frac{r^2}{\delta_H^3} \quad (1.8)$$

Gdy maksymalna prędkość przepływu występuje w osi kapilary międzyziarnowej to grubość hydrodynamicznej warstwy granicznej równa jest promieniowi tej kapilary, a równanie (1.5) przyjmuje postać [29]:

$$\pi \cdot r \cdot \left(r \cdot \nu_f \cdot \frac{\partial S}{\partial H} + \nu \cdot \frac{\partial S}{\partial r} \right) = D_m \cdot F \cdot \frac{\partial^2 S}{\partial r^2} \quad (1.9)$$

1.4.1.3. Przenoszenie masy w ziarnie adsorbentu

Trzeci etap procesu adsorpcji rozpoczyna się wówczas, gdy droga swobodnego poruszania się cząstek adsorbentu staje się mniejsza od promienia wewnętrznej kapilary ziarna węgla aktywnego. Przy analizie mechanizmów przenoszenia masy adsorbentu ziarna węgla aktywnego modeluje się prostoliniowymi cylindrycznymi kapilarami o stałym promieniu [29]. Dla kapilar dużych o średnicy rzędu 10^{-4} m można przyjąć ciągłość strumienia i wówczas ruch adsorbentu w tych kapilarach jest wynikiem dyfuzji opisanej równaniem Ficka. W przypadku kapilar o średnicach mniejszych, liczba zderzeń cząstek adsorbentu z wewnętrzną powierzchnią ziarna przewyższa liczbę zderzeń między cząsteczkami. Wówczas zanika podstawowy warunek ciągłości strumienia roztworu wypełniającego kapilary i ruch adsorbentu odbywa się na drodze efuzji opisanej równaniem [25]:

$$\vec{n}_e = -D_e \cdot \frac{\pi \cdot d^2}{4} \cdot \epsilon_z \cdot \frac{\partial S}{\partial L} \quad (1.10)$$

$\vec{n}_e$ - masa adsorbentu przenoszona na drodze efuzji, g

$$D_e = \frac{D_{mz} \cdot \varepsilon_z}{l} \quad - \text{współczynnik dyfuzji wewnętrznej (efuzji), m}^2/\text{s}$$

$$l = 1 \div 3 \quad - \text{współczynnik labiryntowości kapilar}$$

$$\varepsilon_z \quad - \text{porowatość ziarna adsorbentu, -}$$

$$d \quad - \text{średnica ziarna adsorbentu, m}$$

$$L \quad - \text{głębokość wnikania, m}$$

Czwarty etap procesu to dyfuzja powierzchniowa. Strumień adsorbentu w dyfuzji powierzchniowej opisuje równanie [25]:

$$\vec{n}_p = -D_p \cdot \frac{2 \cdot V_K \cdot d_a}{L \cdot r_K} \cdot \frac{\partial x}{\partial L} \quad (1.11)$$

$$\vec{n}_p \quad - \text{masa adsorbentu przenoszona w dyfuzji powierzchniowej, g}$$

$$V_K \quad - \text{objętość kapilary ziarna sorbentu, m}^3$$

$$d_a \quad - \text{średnica cząstki adsorbentu, m}$$

$$r_K \quad - \text{promień kapilary, m}$$

$$x \quad - \text{stężenie w fazie adsorbentu, g/kg}$$

Współczynnik dyfuzji powierzchniowej uzależniony jest od stężenia adsorbentu i dla układów adsorpcyjnych w oczyszczaniu wody może być opisany równaniem [25]:

$$D_p = D_m \frac{\exp\left(-0,2 \frac{x}{x_0}\right)}{\exp k_1 - 1} \cdot S \quad (1.12)$$

$$k_1 \cong 5,1 \quad - \text{stała energii adsorpcji}$$

$$x_0 = f(S_0) \quad - \text{maksymalna ilość zaadsorbowana przypadająca na jednostkę wagi adsorbentu, g/kg}$$

Summaryczne przenoszenie masy adsorbentu w wewnętrznej strukturze adsorbentu (etap trzeci i czwarty) można opisać równaniem [29]:

$$\vec{n}_{pr} = \vec{n}_e + \vec{n}_p = -D_e \left(\frac{\pi \cdot d^2}{4} \cdot \varepsilon_z + \frac{D_p}{D_e} \cdot \frac{2 V_K \cdot d_a}{L \cdot r_K} \right) \cdot \frac{\partial S}{\partial L} \quad (1.13)$$

1.4.1.4. Przybliżone równania kinetyki adsorpcji

W analizie danych doświadczalnych, tam gdzie nie jest wymagany dokładny opis procesów przenoszenia masy, można posługiwać się przybliżonymi równaniami kinetyki adsorpcji izotermicznej. Określają one szybkość wysycania pojemności sorpcyjnej w funkcji modułu napędowego adsorpcji.

Jeżeli szybkość tę odniesie się do modułu występującego w fazie roztworu, to równanie ma postać [29]:

$$\frac{dx}{dt} = k_e \cdot (S - S_R) \quad (1.14)$$

- S_R - równowagowe stężenie adsorbentu, g/m³
 k_e - współczynnik zewnętrznego przenoszenia masy adsorbentu, s⁻¹
 x - ilość zaadsorbowana w jednostce objętości adsorbentu, g/m³

W wyniku rozwiązania powyższego równania uzyskuje się czas w jakim punkty o stężeniu początkowym „S₀” przesuując się w dół kolumny z prędkością „u” osiągną stężenie „S”. W tym czasie punkty te przemieszczą się o odległość równą strefie przenikania masy „h”.

$$\Delta t = \frac{h}{u} \quad (1.15)$$

Przekształcenie równania (1.14) z uwzględnieniem zależności (1.15) doprowadza do formuły określającej rozmiar frontu sorpcji [29]:

$$h = -v_f \cdot \int_{S_0}^S \frac{dS}{k_e(S - S_R)} \quad (1.16)$$

W wypadku gdy szybkość adsorpcji limitowana jest dyfuzją wewnętrzną (porową lub powierzchniową) przybliżone równanie kinetyki niestacjonarnej dyfuzji opisane może być równaniem Gluckaufa [30], w którym szybkość adsorpcji odniesiona jest do modułu występującego w fazie adsorbentu:

$$\frac{dx}{dt} = k_i \cdot (x_R - x) \quad (1.17)$$

- x_R - równowagowe stężenie w fazie adsorbentu, g/kg
 k_i - współczynnik wewnętrznego przenoszenia masy adsorbentu, s⁻¹

Ponieważ w rzeczywistych układach adsorpcyjnych występujących w technologii wody proces przebiega na ogół w obszarze pośrednim i limitowany jest przez oba mechanizmy dyfuzyjne często stosuje się równanie kinetyki w postaci [31]:

$$\frac{dx}{dt} = k_g \cdot (S - S_R) \quad (1.18)$$

k_g - ogólny współczynnik przenoszenia masy, s^{-1}

Ogólny współczynnik przenoszenia masy jest funkcją zarówno współczynników „ k_e ” i „ k_i ”, prędkości przepływu (v_f) oraz współczynnika dyfuzji wzdłużnej (dyspersji) „ D_h ”. Efekt dyfuzji wzdłużnej wynika z mieszania się strumienia wywołanego niejednorodnością upakowania złoża i zależy ponadto od efektu przyściennego, mieszania konwekcyjnego oraz dyfuzji molekularnej i zmiennej prędkości przepływu [25].

1.4.2. Opis statyki adsorpcji

Proces adsorpcji trwa w określonym układzie aż do momentu, gdy stężenie substancji rozpuszczonej, pozostającej w roztworze, znajdzie się w równowadze dynamicznej z koncentracją tej substancji na wewnętrznej powierzchni sorbentu. W stanie tak zdefiniowanej równowagi istnieje określony rozdział adsorbentu między fazą roztworu i fazą adsorbentu. Powszechnie stosowaną formą opisu tego rozdziału jest przedstawienie ilości substancji zaadsorbowanej w jednostce masy adsorbentu w funkcji stężenia tej substancji, pozostającego w roztworze w stanie równowagi i w stałej temperaturze [29]. Wyrażenie tego typu określane jest mianem izotermy adsorpcji:

$$x = f(S)_T \quad (1.19)$$

Z wielu teorii adsorpcji jakie ogłoszono do tej pory, na szczególną uwagę, ze względu na możliwość ich praktycznego zastosowania w układach technologicznych uzdatniania wody, zasługują:

- teoria monowarstwowej adsorpcji Langmuira,
- teoria wielowarstwowej adsorpcji BET,
- teoria objętościowego zapełniania mikroporów - Dubinina-Raduszkiewicza,
- równanie Freundlicha.

1.4.2.1. Teoria Langmuira

Teoria adsorpcji monowarstwowej opiera się na założeniu, że przy całkowitym pokryciu powierzchni liczba cząstek zaadsorbowanych nie może być większa od liczby miejsc aktywnych. Powstała warstwa adsorpcyjna izoluje działanie sił adsorpcyjnych, co uniemożliwia powstawanie następnych warstw. Teoria Langmuira została potwierdzona wielokrotnie, zwłaszcza w układach adsorpcyjnych o nieznacznym początkowym stężeniu adsorbatu, z jakimi mamy do czynienia w układach oczyszczania wody [25].

Matematycznym obrazem teorii Langmuira jest równanie izotermy adsorpcji w postaci:

$$x = \frac{x_m \cdot b \cdot S_R}{1 + b \cdot S_R} \quad (1.20)$$

x - ilość zaadsorbowana w monowarstwie, g/kg

x_m - pojemność monowarstwy, g/kg

b - parametr izotermy Langmuira, m³/g

S_R - równowagowe stężenie adsorbatu, g/m³

Teoria Langmuira nie jest pozbawiona słabych stron. Zaliczyć do nich można założenia, że centra adsorpcyjne powierzchni ciała stałego są jednorodne pod względem energetycznym oraz że nie istnieją oddziaływania między zaadsorbowanymi cząsteczkami [19]. Mimo to jest ona nadal wykorzystywana, a równanie (1.20) jest, obok empirycznego wzoru Freundlicha, jedną z dwóch formuł praktycznie stosowanych do opisu statyki adsorpcji w specyficznych warunkach oczyszczania wód [17].

1.4.2.2. Inne teorie statyki adsorpcji

Równanie Freundlicha oparte jest na doświadczeniach. Ze względu na prostą budowę, łatwość rozwiązania matematycznego oraz wystarczającą dokładność w opisie wyników eksperymentalnych jest ono powszechnie stosowane, zwłaszcza w odniesieniu do naturalnych roztworów wodnych. Równanie to ma postać:

$$x = K \cdot S^{1/n} \quad (1.21)$$

K, n - stałe eksperymentalne

Teoria Brunauera, Emmetta, Tellera (BET) zakłada możliwość zastosowania równania Langmuira do każdej warstwy adsorpcyjnej. Według tej teorii cząstki trafiające na zajęte miejsca powierzchni adsorbentu nie opuszczają ich lecz tworzą kompleksy adsorpcyjne. Ze wzrostem stężenia substancji rozpuszczonej mniejsza jest ilość niezajętych miejsc aktywnych oraz ilość miejsc aktywnych zajętych przez jedną cząstkę adsorbentu, ponieważ tworzą się podwójne, potrójne itd. kompleksy adsorpcyjne. Matematycznym obrazem teorii adsorpcji wielowarstwowej jest równanie izotermy adsorpcji w postaci [25]:

$$x = \frac{x_m \cdot a \cdot \frac{S}{S_0}}{\left(1 - \frac{S}{S_0}\right) \cdot \left[1 + (a - 1) \frac{S}{S_0}\right]} \quad (1.22)$$

a - stała równania BET, -

S_0 - początkowe stężenie adsorbentu, g/m³

Teoria objętościowego zapełniania mikroporów zakłada, że adsorpcja w mikroporach charakteryzuje się objętościowym zapełnianiem przestrzeni adsorpcyjnej, dlatego też podstawowym parametrem geometrycznym charakteryzującym adsorbent mikroporowaty jest objętość mikroporów a nie ich powierzchnia [31]. Teoria ta prowadzi do równania izotermy adsorpcji w postaci [17]:

$$x = \frac{V_K}{V_m} \exp \left[- \left(\frac{R \cdot T}{\alpha \cdot E_0} \right)^2 \cdot \ln^2 \frac{S_0}{S} \right] \quad (1.23)$$

V_K - objętość przestrzeni adsorpcyjnej, m³/g

V_m - objętość molowa adsorbentu, m³

R - stała gazowa, -

T - temperatura, K

α - współczynnik podobieństwa energii adsorpcji, -

E_0 - energia adsorpcji adsorbentu standardowego, J

Teorie adsorpcji wielowarstwowej oraz objętościowego zapełniania mikroporów, a także wywodząca się z tej ostatniej potencjałowa teoria adsorpcji, znalazły szerokie zastosowanie przy charakteryzowaniu układu kapilarnego sorbentów.

1.4.3. Opis dynamiki adsorpcji

Dynamika adsorpcji rozpatruje czasowo-przestrzenny rozkład adsorbentu w złożu adsorpcyjnym. Prawa dynamiki adsorpcji określają stopień zmniejszenia pojemności adsorpcyjnej w dowolnym przekroju złoża i w dowolnym momencie trwania procesu oraz stężenie adsorbentu w roztworze w przestrzeni międzyziarnowej w zależności od warunków hydrodynamicznych procesu. Ogólny model matematyczny dynamiki adsorpcji obejmuje w swoim zapisie równania: bilansu masowego adsorbentu, izotermy i kinetyki adsorpcji. Rozwiązanie układu równań bilansu masowego z uwzględnieniem dyfuzji wzdłużnej (D_h) i izotermy adsorpcji typu wypukłego np. Langmuira, przy przyjęciu odpowiednich warunków początkowych i brzegowych prowadzi do równania profilu stacjonarnego stężeń i równania szybkości migracji profilu w dół kolumny [31]:

$$\frac{S - S_R}{S_0 - S_R} = \exp \left(- \frac{2 \cdot k_g \cdot h}{v_f + \sqrt{v_f^2 + 4 \cdot D_h \cdot k_g}} \right) \quad (1.24)$$

$$u = \frac{v_f \cdot S_0}{S_0 + x_0 \cdot \rho_w} \quad (1.25)$$

S_R - równowagowe stężenie adsorbentu, g/m^3

S_0 - początkowe stężenie adsorbentu, g/m^3

k_g - ogólny współczynnik przenoszenia masy adsorbentu, s^{-1}

$x_0 = f(S_0)$ - maksymalna zdolność adsorpcji, g/kg

D_h - współczynnik dyspersji, m^2/s

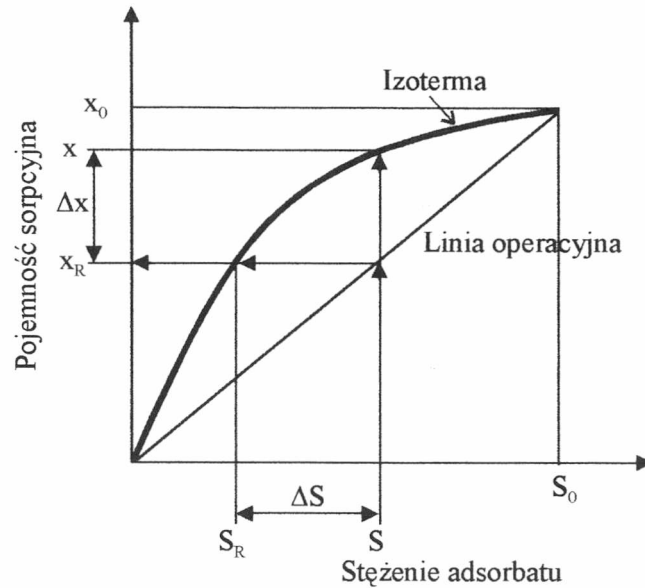
ρ_w - ciężar właściwy adsorbentu, kg/m^3

h - wysokość warstwy adsorbentu, w której następuje obniżka stężenia z wartości S_0 do S - wysokość strefy przenoszenia masy, m

v_f - liniowa prędkość przepływu, m/s

u - prędkość migracji frontu adsorpcji, m/s

Dla układu adsorpcyjnego, którego stan dynamicznej równowagi opisany jest równaniem izotermy Langmuira (1.20) i przy wykorzystaniu linii operacyjnej (rys. 1) [31]:



Rysunek 1. Wykres do obliczania siły napędowej procesu adsorpcji [31].

$$x = \frac{x_0 \cdot (S_0)}{S_0} \cdot S \quad (1.26)$$

równanie (1.24) ulega modyfikacji do postaci [29]:

$$h = -\frac{v_f + \sqrt{v_f^2 + 4 \cdot D_h \cdot k_g}}{2 \cdot k_g} \cdot \ln \left| \frac{b \cdot S}{1 + b \cdot S_0} \right| \quad (1.27)$$

Wykorzystanie równań (1.25) i (1.27) umożliwia symulację przebiegu izoplan pracy kolumn sorpcyjnych.

Przy określonych warunkach prowadzenia procesu (wysokość i granulometria warstwy, rodzaj i początkowe stężenie adsorbentu, parametry izotermy adsorpcji i warunki hydrodynamiczne panujące w złożu) przekształcona forma równania (1.27) pozwala na obliczenie minimalnego stężenia odpływowego na początku procesu [25]:

$$S_{\min} = \frac{1 + b \cdot S_0}{b} \cdot \exp \left(-\frac{2 \cdot k_g \cdot H}{v_f + \sqrt{v_f^2 + 4 \cdot D_h \cdot k_g}} \right) \quad (1.28)$$

H - wysokość warstwy adsorbentu, m

Stężenie " $S_{\min}$ " osiągane jest przy czasie pracy układu wynoszącym:

$$t = \frac{H}{v_f} \quad (1.29)$$

Stężenia z przedziału $S_{\min}$ do S_0 pojawiają się w odpływie z kolumny adsorpcyjnej po czasie pracy [29]:

$$t = \left[H + h \cdot \left(\frac{u}{v_f} - 1 \right) \right] \cdot u^{-1} \quad (1.30)$$

przy czym wartość $h = f(S)$ opisana jest równaniem (1.27).

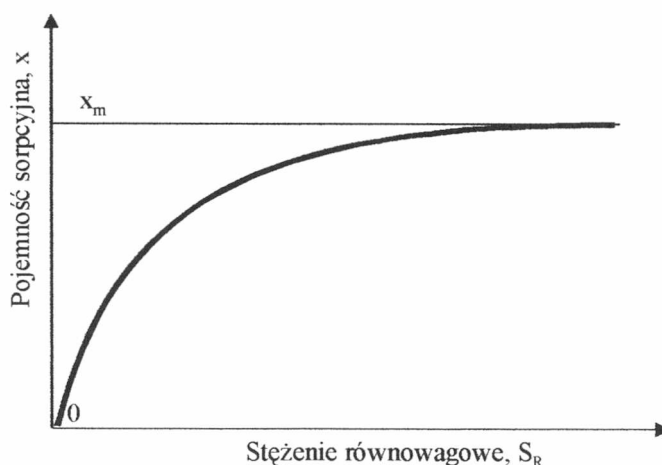
Przedstawiony schemat, oparty na równaniach (1.25), (1.27), (1.28) i (1.30) jest jednym z wielu znanych rozwiązań dynamiki adsorpcji.

1.4.4. Podstawowe parametry modeli adsorpcji

Aplikacja przedstawionych opisów adsorpcji wymaga ustalenia numerycznych wartości współczynników izotermy adsorpcji Langmuira (x_m , b) oraz parametrów dyfuzyjnych (D_m , D_h) i kinetycznych (k_e , k_i , k_g). Konieczna jest również znajomość granulometrii sorbentu, jego struktury porowatej oraz geometrii warstwy.

1.4.4.1. Parametry izotermy adsorpcji

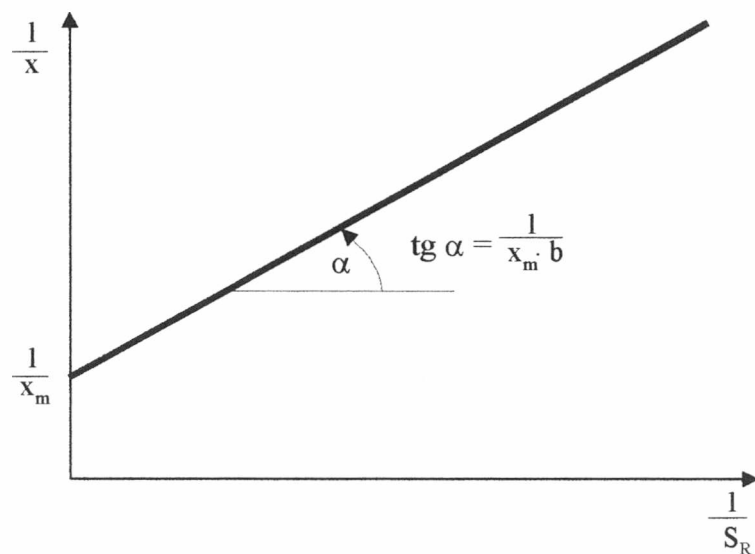
Typowy przebieg izotermy Langmuira pokazano na rysunku 2.



Rysunek 2. Typowy przebieg izotermy Langmuira [25].

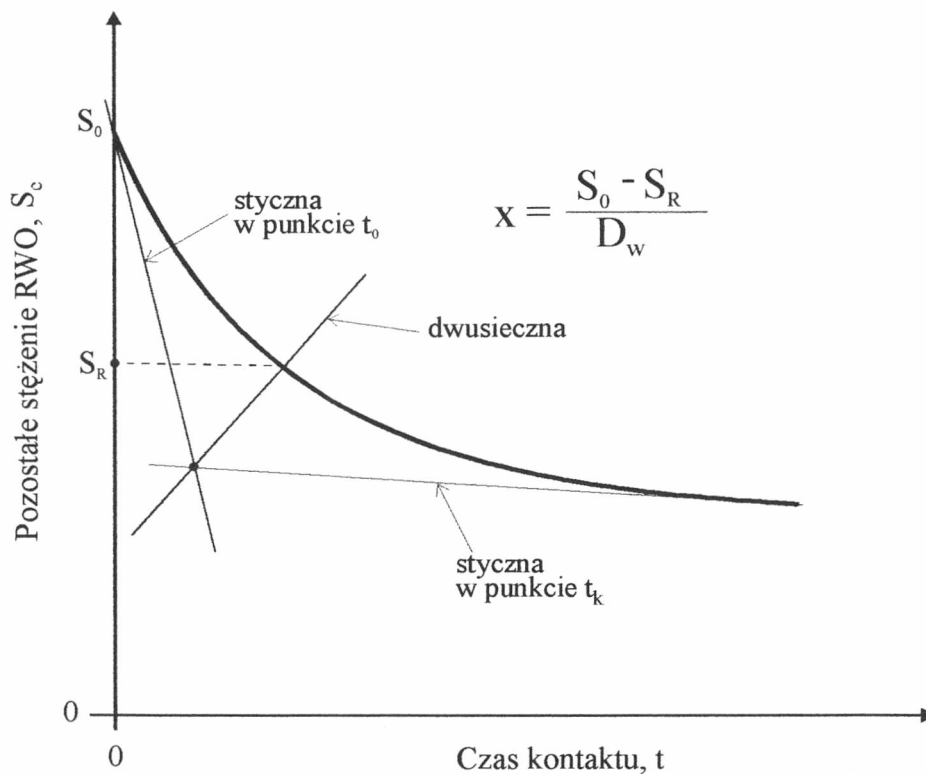
Parametry „ x_m ” i „ b ” mogą być wyznaczone jako współczynniki regresji równania (1.20) aproksymującego dane doświadczalne lub też w oparciu o wartości współczynnika kierunkowego oraz przesunięcia izotermy przedstawionej w formie liniowej (rys. 3) [32]:

$$\frac{1}{x} = \frac{1}{x_m} + \frac{1}{x_m \cdot b} \cdot \frac{1}{S_R} \quad (1.31)$$



Rysunek 3. Sposób wyznaczania parametrów izotermy Langmuira.

W typowym teście porcjowym wartości „ x ” oraz „ S_R ” wyznaczone są zgodnie z procedurą pokazaną na rysunku 4.



Rysunek 4. Wyznaczanie stężenia równowagowego (S_R) i obliczanie pojemności sorpcyjnej węgla (x) przy dawce węgla „ D_w ”, w próbie porcjowej.

W układzie przepływowym na równowagę adsorpcyjną wpływ mają czynniki, które trudno jest zasymulować w próbie porcjowej, jak chociażby prędkość przepływu czy ciągłe dostarczanie świeżych partii adsorbentu. Jeżeli założymy, że w układzie przepływowym:

- odpowiednikiem objętości próby porcjowej jest przefiltrowana objętość wody,
- odpowiednikiem dawki adsorbentu jest masa adsorbentu w analizowanej warstwie złoża,
- odpowiednikiem stężenia równowagowego (S_R) jest stężenie odpływające z warstwy adsorbentu z przefiltrowaną objętością wody,
- stężenie w fazie adsorbentu (x) jest, podobnie jak w próbie porcjowej, masą adsorbentu zatrzymaną w jednostce masy adsorbentu, w chwili uzyskania stężenia równowagowego (S_R),

to wyznaczenie parametrów izotermy adsorpcji umożliwiające te same co w przypadku próby porcjowej równania (1.20) lub (1.31).

1.4.4.2. Parametry dyfuzyjne i kinetyczne

Wszystkie parametry dyfuzyjne i kinetyczne są bezpośrednio lub pośrednio funkcją współczynnika dyfuzji molekularnej definiowanego równaniem Stokes'a-Einsteina (1.32) [33] lub Wilke'a-Changa (1.33) [34]:

$$D_m = \frac{K_B \cdot T}{3 \cdot \pi \cdot \eta \cdot d_a} \quad (1.32)$$

$$D_m = 7,4 \cdot 10^{-12} \cdot \frac{(A_s \cdot M_r)^{0,5} \cdot T}{\eta \cdot V_m^{0,6}} \quad (1.33)$$

$K_B = 1,38 \cdot 10^{-23}$ J/K - stała Boltzmana

T - temperatura, K

η - współczynnik lepkości dynamicznej ośrodka, w którym zachodzi dyfuzja, Pa·s

d_a - średnica cząstki adsorbentu, m

A_s - parametr asocjacji, dla roztworu wodnego $A_s = 2,6$

M_r - masa cząsteczkowa rozpuszczalnika, g

V_m - objętość molowa adsorbentu, m³

Analityczne wyznaczanie współczynnika na podstawie zaprezentowanych równań wymaga dokładnego zidentyfikowania cząstek adsorbentu, ich średnicy i objętości. Przy dużej różnorodności składu i budowy cząstek adsorbentu występującego w wodzie po różnych

procesach technologicznych oczyszczania, w adsorpcji występuje zjawisko konkurencyjności oraz efekt niepełnego wykorzystania pojemności adsorbentu na skutek blokowania dostępu do struktury porów cząstkom mniejszym przez większe [25]. Ponieważ nie jest możliwa pełna identyfikacja cząstek adsorbentu oraz nie jest możliwe uwzględnienie superpozycji różnorodnych oddziaływań, w układach uzdatniania wody analizuje się jedynie adsorpcję fizyczną, posługując się sumarycznym oznaczeniem stężenia adsorbentu, którym jest zawartość rozpuszczonego węgla organicznego (RWO).

Podobnie przy analizie dynamiki i kinetyki adsorpcji operuje się pojęciem zastępczego współczynnika dyfuzji molekularnej, który w sposób uśredniony charakteryzuje właściwości adsorpcyjne mieszaniny [29]:

$$D_{mz} = \frac{7,23 \cdot 10^9 \cdot K_B \cdot T}{\eta \cdot \left(\gamma_z \cdot \frac{x_m}{S_0} \right)^{\delta_z} + 77} \quad (1.34)$$

D_{mz} - zastępczy współczynnik dyfuzji molekularnej, m^2/h

S_0 - początkowe stężenie adsorbentu mierzone poziomem RWO, gC/m^3

γ_z, δ_z - parametry eksperymentalne zależne od rodzaju oczyszczanej wody i stosowanego węgla aktywnego, $\gamma_z = 0,9 \div 1,2$, $\delta_z = 2,5 \div 2,7$

W pracy [35] wyznaczono wartości współczynnika „ D_{mz} ” dla wody uzdatnionej z ZPW „Na Grobli” we Wrocławiu oraz dwóch węgli aktywnych (NORIT i WD-ekstra), otrzymując wartości z przedziałów:

- $9,74 \cdot 10^{-7} \div 9,81 \cdot 10^{-7} m^2/h$ NORIT
- $9,96 \cdot 10^{-7} \div 1,01 \cdot 10^{-6} m^2/h$ WD-ekstra

Współczynnik dyspersji opisany jest zależnością [36, 37]:

$$D_h = 0,084 \left(\frac{\varepsilon}{1-\varepsilon} \right)^2 \cdot d_z \cdot j_d \cdot v_f \cdot S_c^{-2/3} \quad (1.35)$$

ε - porowatość warstwy, -

d_z - miarodajna średnica cząstek adsorbentu, m

j_d - moduł wnikaniasy, -

S_c - kryterialna liczba Schmidta, -

przy czym kryterialna liczba Schmidta opisana jest równaniem (1.6), a moduł wnikaniasy można wyznaczyć z zależności [38]:

$$j_d = \frac{1,957}{Re^{0,82}} + \frac{1,685}{Re^{0,444}} \quad (1.36)$$

dla liczby Reynoldsa opisanej formułą [25]:

$$Re = \frac{v_f \cdot d_z \cdot \rho_w}{\eta(1-\varepsilon)} \quad (1.37)$$

Ogólny współczynnik przenoszenia masy (k_g) jest funkcją warunków hydrodynamicznych panujących w złożu (v_f , D_h) oraz współczynników zewnętrznego i wewnętrznego przenoszenia masy (k_e , k_i) według równania [28]:

$$k_g = \left[k_e^{-1} + k_i^{-1} + \frac{D_h}{v_f} \right]^{-1} \quad (1.38)$$

przy czym współczynnik „ k_e ” opisany jest równaniem:

$$k_e = \frac{2 \cdot D_{mz} \cdot F_e \cdot (1-\varepsilon)}{r_K \cdot \varepsilon} \quad (1.39)$$

r_K - promień kapilary międzyziarnowej, $r_K = \frac{\varepsilon \cdot d_z}{6 \cdot (1-\varepsilon)}$, m [37]

F_e - powierzchnia czynna przypadająca na jednostkę objętości złoża, $F_e = \frac{2 \cdot \varepsilon}{r_K}$, m^2/m^3 [25]

a współczynnik „ k_i ” definiuje formuła:

$$k_i = \frac{4 \cdot D_e \cdot \varepsilon}{r_K^2 \cdot (1-\varepsilon)^2} \quad (1.40)$$

w której „ D_e ” jest współczynnikiem dyfuzji porowej [m^2/h].

Przy uwzględnieniu relacji między porowatością ziaren sorbentu (ε_z) a labiryntowością kapilar ziaren przyjmowaną na poziomie 0,1 ($D_e = 0,1 D_{mz}$) oraz zależności (1.39) i (1.40) formuła (1.38) przyjmuje postać [25]:

$$k_g = \frac{4,8 \cdot D_{mz} \cdot (1-\varepsilon)^3 \cdot v_f}{\varepsilon \cdot d_z \cdot \{0,33 \cdot v_f \cdot d_z \cdot [0,1 \cdot \varepsilon + (1-\varepsilon)^3] + 0,405 \cdot D_{mz} \cdot \varepsilon \cdot j_d \cdot S_c^{-2/3}\}} \quad (1.41)$$

1.5. TEORETYCZNE PODSTAWY PROCESU BIODegradACJI

1.5.1. Środowiskowe podstawy aktywności mikroorganizmów

Wszystkie organizmy muszą się odżywiać, co oznacza pobieranie energii i rozmaitych substancji ze środowiska, i utrzymywać swą przemianę materii na poziomie, który umożliwia budowanie biomasy w procesie wzrostu oraz rozród. Wykorzystywane są przy tym różne "rekwizyty" środowiska (np. miejsce do osiedlania się czy pokarm). Całość tych zużywalnych rekwizytów środowiskowych określa się mianem "zasobów" [39]. Istnieją też inne czynniki środowiskowe, które również mogą wpływać na przebieg procesów fizjologicznych i tempo wzrostu (temperatura, odczyn, toksyczność środowiska itd.). W odróżnieniu od zasobów nie są one zużywalne. Zużywalność zasobów jest ich bardzo istotną cechą, zważywszy że na skutek konsumpcji następuje ubożenie puli zasobów w środowisku, co implikuje określone interakcje pomiędzy organizmem a jego środowiskiem - z redukcją tempa wzrostu lub śmiercią głodową włącznie.

W zależności od źródeł pobieranej energii, rodzajów związków chemicznych pełniących rolę donora elektronów i źródeł węgla organizmy można podzielić na kilka typów troficznych (tab. 2). Z punktu widzenia procesów usuwania z wody domieszek organicznych największą rolę odgrywają mikroorganizmy heterotroficzne, dla których źródłem energii i węgla jest rozpuszczona materia organiczna (RWO).

1.5.1.1. Konsumowanie zasobów

Tempo konsumpcji zasobów zależy zarówno od ich dostępności jak też od zdolności organizmu do ich pozyskiwania. Mikroorganizmy mogą, w określonym czasie, do wnętrza komórki przetransportować przez błonę komórkową tylko ograniczoną ilość rozpuszczonych zasobów. Gdy wszystkie mechanizmy transportowe pracują z maksymalną wydajnością i dalszy wzrost koncentracji zasobów nie prowadzi do dalszego wzrostu tempa konsumpcji - mówimy o tzw. stanie nasycenia. Określone zasoby są wówczas konsumowane z gatunkowo specyficzną graniczną prędkością (maksymalne tempo konsumpcji, $q_{\max}$ - nazywane też współczynnikiem maksymalnej właściwej szybkości usuwania substratu), która może zależeć od warunków zewnętrznych (np. temperatury). Przy obfitości zasobów poniżej granicznej wartości nasycenia, konsumpcja nie może przebiegać z maksymalną prędkością, ponieważ

transport substancji rozpuszczonych jest ograniczony niedoborem substratu. Tempo konsumpcji jest wówczas limitowane przez dostępność zasobów.

Tabela 2. Typy troficzne organizmów – podział według wykorzystywanych źródeł energii i węgla oraz rodzaju związków chemicznych biorących udział w procesie przenoszenia elektronów (RWO - rozpuszczony węgiel organiczny; ZWO - nierozpuszczony (zawieszony) węgiel organiczny) [39].

	Źródło energii	Źródło węgla	Donor elektronów	Akceptor elektronów
Fotoautotrofy				
Rośliny, sinice	światło	CO ₂	H ₂ O	CO ₂
Pigmentowane bakterie siarkowe	światło	CO ₂	H ₂ S	CO ₂
Beziarkowe bakterie purpurowe	światło	CO ₂	H ₂	CO ₂
Chemolitoautotrofy				
Bezbarwne bakterie siarkowe (*: H ₂ S, S lub S ₂ O ₃)	S*	CO ₂	S*	O ₂
	S*	CO ₂	S*	NO ₃ ⁻
	NH ₄ ⁺	CO ₂	NH ₄ ⁺	O ₂
Bakterie nitryfikacyjne	NO ₂ ⁻	CO ₂	NO ₂ ⁻	O ₂
	Fe ²⁺	CO ₂	Fe ²⁺	O ₂
Bakterie utleniające żelazo	H ₂	CO ₂	H ₂	O ₂
Bakterie utleniające wodór	H ₂	CO ₂	H ₂	NO ₃ ⁻
Chemolithoheterotrofy				
<i>Desulfovibrio</i>	H ₂	RWO	H ₂	SO ₄
Chemoorganoheterotrofy				
Zwierzęta	ZWO	ZWO	ZWO	O ₂
Bakterie aerobowe, grzyby	RWO	RWO	RWO	O ₂
Bakterie denitryfikacyjne	RWO	RWO	RWO	NO ₃ ⁻
Bakterie desulfurykacyjne	RWO	RWO	RWO	SO ₄ ²⁻

1.5.1.2. Przyrost biomasy

Przyrost biomasy zależy od tempa konsumpcji i tym samym od stężenia tego składnika zasobów, którego jest najmniej lub który jest najtrudniej dostępny (tzw. "składnik minimum"). Jeżeli stężenie lub dostępność składnika minimum zwiększa się, wzrasta też przyrost biomasy, lecz tylko do momentu, w którym inny pierwiastek nie przejmie roli składnika minimum.

1.5.1.3. Zastępowalność zasobów

W myśl „prawa minimum” zasoby nie są zastępowalne. W przypadku bakterii dotyczy to bez wątpienia niektórych pierwiastków biogennych, których biochemicznych funkcji nie mogą przejąć inne pierwiastki. Na przykład fosforu (pochodzącego z nieorganicznych jonów fosforanowych) jako składnika kwasów nukleinowych nie można zastąpić żadnym innym pierwiastkiem. Z drugiej strony liczne połączenia organiczne jako źródła energii i węgla są zastępowalne - niektóre mają nawet charakter tzw. pakietu, ponieważ zawierają kilka składników pokarmowych (np. aminokwasy jako źródła C i N). Można też wskazać przykłady substancji organicznych, których mikroorganizmy heterotroficzne nie są w stanie same syntetyzować (np. niektóre witaminy) i tym samym nie są one zastępowalne.

W warunkach naturalnych występuje olbrzymia różnorodność zasobów, wśród których jedne mogą być zastąpione innymi a inne są przyswajane tylko w ściśle określonej formie. Poznanie pełnego obrazu powiązań pomiędzy poszczególnymi substratami pod kątem ich konsumpcji napotyka na znaczne trudności. W świetle obecnej wiedzy można jednak traktować pewną frakcję RWO jako pulę wzajemnie zastępowalnych źródeł energii i węgla; fosforany jako jedyne źródło fosforu; wiele wskazuje też na to, że źródłem azotu mogą być zarówno jego formy mineralne (NO_3^- , NH_4^+) jak i organiczne (np. aminokwasy) [39].

1.5.1.4. Zapotrzebowanie biomasy na poszczególne zasoby

Pierwiastki stanowiące komponenty biomasy występują w określonych, stechiometrycznych proporcjach, które zmieniają się tylko w wąskim zakresie. Chemiczny skład biomasy determinuje w znacznym stopniu jej zapotrzebowanie na zasoby. Mikroorganizmy są bowiem zmuszone do pobierania ze środowiska wszystkich składników budujących ich organizmy, co więcej można założyć, że proporcje pomiędzy poszczególnymi pierwiastkami pobieranego pokarmu będą zbliżone do ich udziałów w biomasie. Należy pamiętać o tym, że mniej niż 100% dostępnej w środowisku ilości każdego pierwiastka może być przetworzone na biomasę, a rozbieżność między proporcjami zasobów w biomasie i ich dostępnymi odpowiednikami w środowisku powoduje, że jeden z zasobów staje się składnikiem ograniczającym wzrost i konsumpcję (pod warunkiem, że nie mamy do czynienia ze stanem nasycenia).

1.5.1.5. Wykorzystanie RWO przez heterotroficzne bakterie aerobowe

Rozpuszczony węgiel organiczny jest mieszaniną różnego rodzaju substancji, których skład ilościowy i jakościowy nie jest znany. Zgodnie z normatywem amerykańskim za RWO uznaje się ogólny węgiel organiczny oznaczony po filtracji przez teflonową membranę o średnicy porów $0,45\ \mu\text{m}$ [40]. Najczęściej spotykanym sposobem charakterystyki RWO jest jego frakcjonowanie pod względem wielkości cząstek - metodami ultrafiltracji lub chromatografii żelowej [39].

Rozpuszczony węgiel organiczny stanowi główną część węgla organicznego w wodach naturalnych. Jego stężenia w wodach czystych wynoszą od 2 do $25\ \text{gC/m}^3$ [39]. Rozpuszczone substancje organiczne są źródłem energii i węgla głównie dla bakterii wodnych, ale mogą być wykorzystywane również przez inne organizmy np. niektóre glony.

Podatność RWO na biodegradację jest niewątpliwie bardzo zróżnicowana i uzależniona od szczególnych warunków środowiskowych. Wg Servais [41] BRWO (biodegradowalny węgiel organiczny) stanowi w wodach naturalnych 10 do 60% , a w wodach czystych 20 do 35% RWO. Sommer i Lampert [39] zwracają uwagę, że stężenia związków monomerycznych (monosacharydów, aminokwasów itd.), które stanowią rozkładalną frakcję RWO mierzymy w wodach zaledwie w dziesiątkach mikrogramów w litrze.

Mikroorganizmy heterotroficzne są bodaj najbardziej uzależnione od rozpuszczonej materii organicznej, która jest dla nich zarówno źródłem energii i węgla jak i donorem elektronów (tab. 2). Dlatego też stężenie RWO bywa najczęstszym czynnikiem limitującym ich wzrost.

1.5.2. Opis kinetyki biodegradacji

Usuwanie materii organicznej z roztworu, na drodze rozkładu biochemicznego, towarzyszą zmiany dwóch głównych parametrów:

- stężenia substratu (S) oraz
- zawartości biomasy (X).

Szybkości zmian tych parametrów opisane są równaniami kinetyki biodegradacji, które stanowią pewien szczególny przypadek opisu kinetyki reakcji enzymatycznej, opartej na teorii Michaelisa-Menten [42]. Proces ten możemy bowiem traktować jako reakcję enzymatyczną

katalizowaną przez biomasę. Znajomość, wyznaczanych w testach, współczynników modelu umożliwia opisywanie kinetyki biodegradacji w szerokim zakresie stężeń biomasy i substratu. Należy tu podkreślić, że współczynniki kinetyczne muszą być wyznaczone wobec substratu limitującego proces. W przypadku biodegradacji w warunkach tlenowych najczęściej substratem limitującym jest źródło węgla lub tlen rozpuszczony. Nie są wykluczone jednak sytuacje, w których może wystąpić limitacja fosforanami lub mineralnymi połączeniami azotu.

W badaniach kinetyki wzrostu mikroorganizmów znane są dwa rodzaje postępowania hodowlanego, które w skrajny sposób imitują warunki naturalne:

- hodowla statyczna (porcjowa) - odpowiada gwałtownemu zasiedlaniu wolnej przestrzeni,
- hodowla ciągła (chemostat) - odpowiada równowadze płynnej, w której produkcja i eliminacja organizmów jak również zużywanie i uzupełnianie zasobów są w stanie równowagi.

Oba wymienione podejścia mają niestety pewne wady. W pierwszym wypadku zastrzeżenia budzi zmienność warunków panujących w materiale biologicznym podczas pomiarów, w drugim wpływ tempa przepływu na uzyskany wynik powoduje, że uzyskane parametry nie opisują jednoznacznie badanego roztworu. Ponieważ wyznaczone w badaniach współczynniki kinetyczne mają być wykorzystane do modelowania tzw. filtracji biologicznej (która ma charakter przepływowy) odpowiedniejsze wydaje się być zastosowanie hodowli ciągłej.

Konstrukcyjnie chemostat jest naczyniem, do którego w stałym tempie dostarczane jest świeże medium wraz z pokarmem (roztwór biogenów). Równocześnie taka sama objętość medium wraz z pewną liczbą hodowanych organizmów jest usuwana. Tempo przepływu (natężenie przepływu / objętość kultury) odpowiada tempu eliminacji (śmiertelności) organizmów. Dopóki koncentracja wolnych zasobów pozwala na tempo wzrostu wyższe od tempa eliminacji, liczba lub masa organizmów może wzrastać. Przyrost liczby organizmów oznacza wzrost presji na pulę substratów limitujących i w efekcie spadek tempa wzrostu. Gdy tempo wzrostu populacji jest równe tempu eliminacji system pozostaje w stanie równowagi. Jeżeli zagęszczenie organizmów przekracza poziom odpowiadający stanowi równowagi, to koncentracja zasobów spada poniżej poziomu odpowiadającemu stanowi równowagi. Tempo wzrostu populacji jest w efekcie mniejsze od tempa eliminacji, a zagęszczenie organizmów spada. Odwrotna sekwencja wydarzeń następuje gdy zagęszczenie organizmów spada poniżej poziomu odpowiadającego stanowi równowagi. Jest to więc w teorii rodzaj samoregulującego się mechanizmu.

W hodowli statycznej występują wszystkie fazy sukcesji - od nadmiaru substratu po jego skrajny niedobór, łącznie z chwilowym stanem równowagi. Po przekroczeniu tego stanu pojawia się niedobór substratu prowadzący do zahamowania szybkości wzrostu.

Jednym z najogólniejszych założeń niezbędnych przy formułowaniu praktycznego opisu kinetyki biodegradacji jest określenie wskaźników stanowiących miarę stężenia substratu (S) oraz zawartości biomasy (X). W wypadku limitacji węglowej w roztworach wielosubstratowych (naturalnych) uzasadnione jest przyjęcie za wartość „S” stężenia frakcji RWO lub lepiej BRWO [41, 43, 44]. W przypadku zawartości biomasy (X) stosowane są dwa ogólne wskaźniki [45]:

- masa komórek, gs.m./m^3 , gC/m^3 lub
- liczba komórek, szt./cm^3 .

Teoretycznie, przyjęcie każdego ze wskaźników może być poprawne. Zastosowanie liczby komórek ogranicza się do hodowli organizmów jednokomórkowych. Bardziej uniwersalnym wskaźnikiem jest masa komórek wyrażana przez stężenie suchej masy (gs.m./m^3). Jednak przyrost suchej masy nie zawsze jest równoznaczny z namnażaniem drobnoustrojów ponieważ biomasa może zawierać nie tylko składniki strukturalne i funkcjonalne warunkujące jej funkcje życiowe, m.in. wzrost; w komórkach gromadzone są również substancje zapasowe, których zawartość może dochodzić do 50% masy komórek [45]. W bardziej precyzyjnych badaniach stosuje się pomiar stężenia wybranych składników biomasy związanych ze wzrostem komórek lub ich rozmnażaniem; zwykle są to: białko lub azot komórkowy, a także DNA – składnik ulegający najmniejszym wahaniom i najmniej zależny od zmieniających się warunków hodowli [45]. Inne metody pomiaru wzrostu mikroorganizmów to [45]:

- przyrost świeżej (wilgotnej) masy komórkowej, zawierającej zazwyczaj 10 - 15% suchej masy,
- przyrost objętości lub wysokości warstwy świeżej biomasy po odwirowaniu hodowli w wykalibrowanych probówkach,
- pomiary liniowe – np. średnica kolonii,
- szybkość oddychania komórek,
- ilość wydzielanego ciepła,
- bioluminescencja.

W świetle powyższych rozważań należy stwierdzić, że kiedy liczba i masa komórek dają różne wynikowe wartości współczynników kinetycznych właściwsze wydaje się oparcie

na masie lub jej pochodnych np. zawartości węgla komórkowego mierzonego jako nierozpuszczony węgiel organiczny (ZWO = OWO - RWO). Podstawowa wada oznaczania suchej masy organicznej lub zawieszonego węgla organicznego w stosunku do oznaczania liczby komórek (np. za pomocą wskaźnika OLB – ogólna liczba bakterii), polega na tym iż wielkości te obejmują zarówno żywą jak i martwą (lub też bierną z punktu widzenia badanych przemian) biomase.

W wypadku układów z biomasą immobilizowaną na nośniku, z uwagi na możliwość zatrzymywania składników organicznych na drodze filtracji lub biosorpcji, bezkrytyczne oparcie się na frakcji ZWO jako wskaźniku zawartości biomasy, może prowadzić do istotnych błędów.

1.5.2.1. Kinetyka wzrostu biomasy

Najprostsze, ale i najpowszechniej stosowane równanie opisujące szybkość wzrostu komórek w zależności od ich stężenia w podłożu ma postać [46]:

$$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot X \quad (1.42)$$

t - czas trwania procesu, d;

X - stężenie biomasy, g/m³;

μ - współczynnik proporcjonalności zwany współczynnikiem właściwej szybkości przyrostu biomasy, d⁻¹.

Zdefiniowany zgodnie z równaniem (1.42) współczynnik „μ” na ogół nie jest wielkością stałą. Jego wartość zależy od wielu czynników, z których najistotniejsze to poziom stężenia substratu (S) i biomasy (X) oraz temperatura procesu (T) [46]. Opisana wielkość „μ” w dowolnych warunkach wymaga określenia jej związku z wyżej wymienionymi parametrami. Jednak w niektórych zastosowaniach nie jest to konieczne. Dotyczy to wypadków kiedy zmiany wskazanych stężeń oraz temperatury w analizowanym procesie są nieznaczne, w szczególności gdy wartość współczynnika wykorzystywana jest do symulowania przemian zachodzących w warunkach zbliżonych do panujących przy jego wyznaczaniu.

1.5.2.2. Kinetyka usuwania substratu oraz generowania produktu biodegradacji

Przyrost biomasy wiąże się z ubytkiem substratów oraz wytworzeniem produktów biodegradacji. Substratami procesu mogą być potencjalnie różne związki organiczne, najbardziej ogólnie oznaczane jako rozpuszczony węgiel organiczny, a ściślej mówiąc jego biologicznie rozkładalna frakcja - BRWO. Końcowym produktem biodegradacji zawierającym węgiel jest, w warunkach tlenowych, dwutlenek węgla. Nie jest on produktem jedynym gdyż rozkład biochemiczny dostarcza również metabolitów pośrednich, które po części pozostają w komórkach a po części wracają do roztworu w postaci RWO [45]. Tworzenie metabolitów pośrednich nie zmniejsza puli ogólnego węgla organicznego.

Ilość pobieranego substratu nigdy nie odpowiada ilości wytwarzanego produktu ponieważ znacząca część tego pierwszego wiązana jest w przyrastającej biomase. W odniesieniu do technik oczyszczania wody, służących usuwaniu domieszek organicznych, bardziej miarodajnym wskaźnikiem ich efektywności jest ilość usuwanego substratu. Patrząc na opisywane zjawiska bardziej makroskopowo trzeba bowiem zauważyć, że efekt usunięcia składnika z roztworu polega na jego przemianie fazowej i to zarówno w kierunku fazy gazowej (CO_2) jak i stałej (biomasa). Parametrami opisującymi kinetykę usuwania substratu oraz generowania produktu biodegradacji są odpowiednio:

- współczynnik właściwej szybkości usuwania substratu – q_s ,
- współczynnik właściwej szybkości tworzenia produktu – q_p .

Współczynniki te definiowane są przez analogię do właściwej szybkości przyrostu biomasy:

$$q_s = \frac{dS / dt}{X} \quad (1.43)$$

$$q_p = \frac{dP / dt}{X} \quad (1.44)$$

q_s - współczynnik właściwej szybkości usuwania substratu, d^{-1}

q_p - współczynnik właściwej szybkości tworzenia produktu, d^{-1}

S - stężenie substratu, g/m^3

P - stężenie produktu, g/m^3

Wartości opisanych powyżej współczynników mają w praktyce bardzo ograniczone znaczenie, gdyż podobnie jak parametr „ μ ” związane są z wartością stężenia substratu, dla której zostały wyznaczone.

1.5.2.3. Wpływ stężenia substratu na szybkość reakcji enzymatycznej

Niezbędne do praktycznych zastosowań uogólnienie opisu kinetyki rozkładu biochemicznego materii organicznej wymaga rozwiązania zagadnienia wzrostu biomasy oraz usuwania substratu w warunkach zmieniających się zawartości zasobów ograniczających wzrost. Zmiana stężenia jednego ze składników podłoża wywołuje zwykle zmianę parametrów wzrostu biomasy zgodną z empirycznym równaniem Monoda [45]:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot X \quad (1.45)$$

$\mu_{\max}$ - współczynnik maksymalnej właściwej szybkości wzrostu biomasy, d^{-1}

S - stężenie substratu limitującego, g/m^3

K_s - stała półnasycenia odpowiadająca stężeniu substratu, przy którym

$$\mu = 1/2 \cdot \mu_{\max}, g/m^3;$$

Na podstawie równań (1.42) i (1.45) łatwo zauważyć, że:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad (1.46)$$

Powyższa zależność jest często wykorzystywana do wyznaczania współczynników „ K_s ” i „ $\mu_{\max}$ ”. Można to zrobić bezpośrednio – aproksymując punkty doświadczalne funkcją zgodną z równaniem (1.46), lub też opierając się na jego zlinearyzowanej formie, znanej pod nazwą równania Lineweavera-Burka [47]:

$$\frac{1}{\mu} = \frac{K_s}{\mu_{\max}} \cdot \frac{1}{S} + \frac{1}{\mu_{\max}} \quad (1.47)$$

Przyrost biomasy związany jest z ubytkiem substratu. Wielkością wiążącą te dwa parametry jest współczynnik syntezy biomasy nazywany też wydajnością przyrostu mikroorganizmów ($Y_{S/X}$). Jego wartość jest masą biomasy przyrastającą z jednostki usuwanego substratu [48]:

$$Y_{S/X} = \frac{\Delta X}{\Delta S} \quad (1.48)$$

$Y_{S/X}$ - współczynnik syntezy biomasy, g/g

ΔX - przyrost biomasy, g/m^3

ΔS - ubytek substratu, g/m^3

Równanie (1.48) jest równoważne z:

$$Y_{S/X} = \frac{dX/dt}{dS/dt} \quad (1.49)$$

↓

$$\frac{dX}{dt} = Y_{S/X} \cdot \frac{dS}{dt} \quad / \div X \quad (1.50)$$

↓

$$\frac{dX/dt}{X} = Y_{S/X} \cdot \frac{dS/dt}{X} \quad (1.51)$$

Zgodnie z równaniami (1.42) i (1.51):

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu \cdot X}{Y_{S/X}} \quad (1.52)$$

Równanie (1.52) opisuje szybkość usuwania substratu i stanowi bodaj najprostszą formułę modelującą zmiany stężenia substratu w reaktorze biochemicznym. Powyższą zależność można przedstawić w nieco innej formie:

$$\frac{dS/dt}{X} = \frac{\mu}{Y_{S/X}} \quad (1.53)$$

Lewa strona tego równania stanowi zdefiniowaną w zależności (1.43) właściwą szybkość usuwania substratu (q_s). Wstawiając do formuły (1.53) zależność (1.46) otrzymujemy:

$$q_s = \frac{1}{Y_{S/X}} \cdot \frac{\mu_{\max} \cdot S}{K_s + S} \quad (1.54)$$

lub

$$q_s = \frac{q_{\max} \cdot S}{K_s + S} \quad (1.55)$$

gdzie

$$q_{\max} = \frac{\mu_{\max}}{Y_{S/X}} \quad (1.56)$$

Formuła (1.55) jest jedną z najważniejszych zależności w kinetyce biodegradacji, znaną pod nazwą równania Michaelisa-Menten. Parametr „ $q_{\max}$ ” stanowi współczynnik maksymalnej właściwej szybkości usuwania substratu.

Przedstawione powyżej współzależności opisują sytuację rzeczywistą w daleko idącym uproszczeniu. Dotyczy to zwłaszcza środowisk naturalnych, charakteryzujących się

jakościowym bogactwem substratów oraz zróżnicowaniem biomasy, jednocześnie wobec stosunkowo niewielkich koncentracji wymienionych składników. Zwłaszcza w tego typu układach występują bowiem zjawiska inhibicji, obejmujące hamujący wpływ substratu, hamowanie produktu lub nawet zatrucie enzymów (biomasy). Poza tym reakcje mogą być opóźniane przez działanie regulacyjnych mechanizmów represji i indukcji. Wreszcie, istnieją przypadki kontrolowania wzrostu przez kilka substratów, współzawodniczenie innych rodzajów organizmów o substrat oraz problemy symbiozy i drapieżnictwa [47]. Mimo iż istnieją też adaptacje prezentowanego modelu dla potrzeb szczególnych przypadków hamowania wzrostu, to istotne trudności z identyfikacją wymienionych zjawisk sprawiają, że jak dotychczas nie są one wykorzystywane w praktyce modelowania przemian biochemicznych w oczyszczanej wodzie (rozdz. 1.6.).

1.5.2.4. Wyznaczanie wartości współczynników kinetycznych biodegradacji na podstawie badań w reaktorze przepływowym

Podstawą wyznaczania współczynników „ $q_{\max}$ ” i „ K_s ” w reaktorze przepływowym jest ogólna postać równania (1.55) w którym „ S ” oznacza stężenie substratu limitującego. W praktyce funkcjonują dwie interpretacje równania (1.55). Pierwsza odnosi się do przypadku, w którym określona ilość biomasy (lub enzymu) zasilana jest zmiennym stężeniem substratu [49]. Wówczas zakłada się, że wartość „ S ” odpowiada stężeniom substratu w dopływie (S_0) [49]. Jeśli stężenie substratu w dopływie jest stałe to zmienianym parametrem staje się tempo przepływu lub ilość biomasy (oba wskaźniki ukryte we współczynniku „ q_s ”) oraz wynikające stąd wartości stężenia substratu w odpływie (S_e) podstawiane w równaniu (1.55) w miejsce „ S ” [48]:

$$q_s = \frac{q_{\max} \cdot S_e}{K_s + S_e} \quad (1.57)$$

Przypadek filtracji biologicznej odpowiada bardziej tej drugiej sytuacji. Poziom stężenia związków węgla w dopływie do kolumn węgla aktywnego jest, w odniesieniu do konkretnego źródła wody, względnie stały. Wynika to między innymi z faktu, iż adsorpcja w układach technologicznych uzdatniania wody poprzedzona jest szeregiem procesów, które wpływają stabilizująco na oczyszczane medium. Wraz z wysokością złoża zmienia się natomiast zawartość biomasy.

W reaktorze przepływowym o objętości „ V ” zawierającym biomasę o stężeniu „ X ”, zasilanym roztworem o stężeniu substratu „ S_0 ” z przepływem „ Q ” – wartość współczynnika

właściwej szybkości usuwania substratu (q_s) opisuje równanie [48]:

$$q_s = \frac{(S_0 - S_e) \cdot Q}{V \cdot X} \quad (1.58)$$

Q - natężenie przepływu, m^3/d

V - objętość reaktora, m^3

X - stężenie biomasy, g/m^3

S_0, S_e - stężenia substratu w dopływie i w odpływie z reaktora, g/m^3

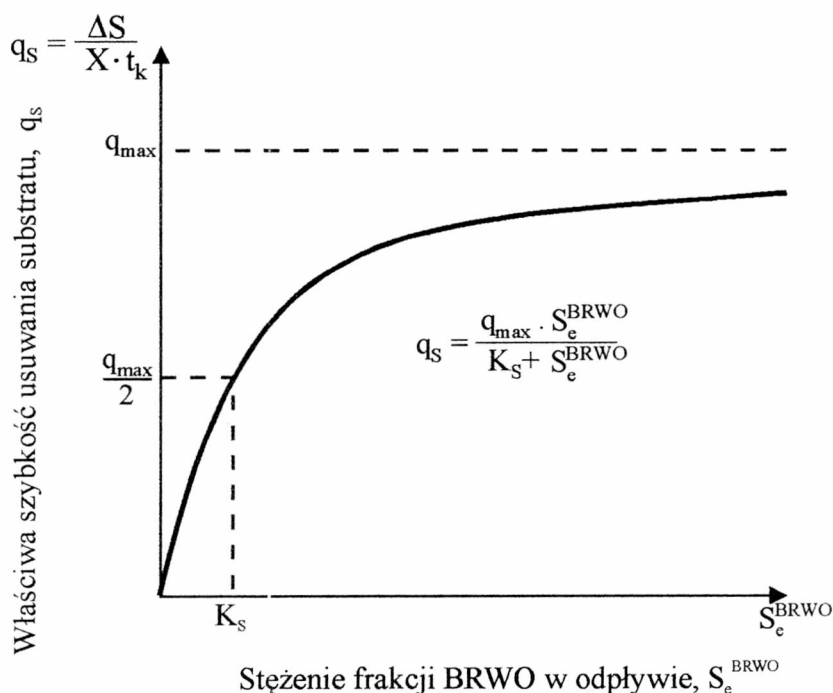
Uwzględniając, że stosunek objętości reaktora do przepływu wyraża czas kontaktu (t_k) oraz podstawiając powyższe równanie (1.58) do formuły (1.57) otrzymujemy:

$$\frac{S_0 - S_e}{X \cdot t_k} = \frac{q_{\max} \cdot S_e}{K_s + S_e} \quad (1.59)$$

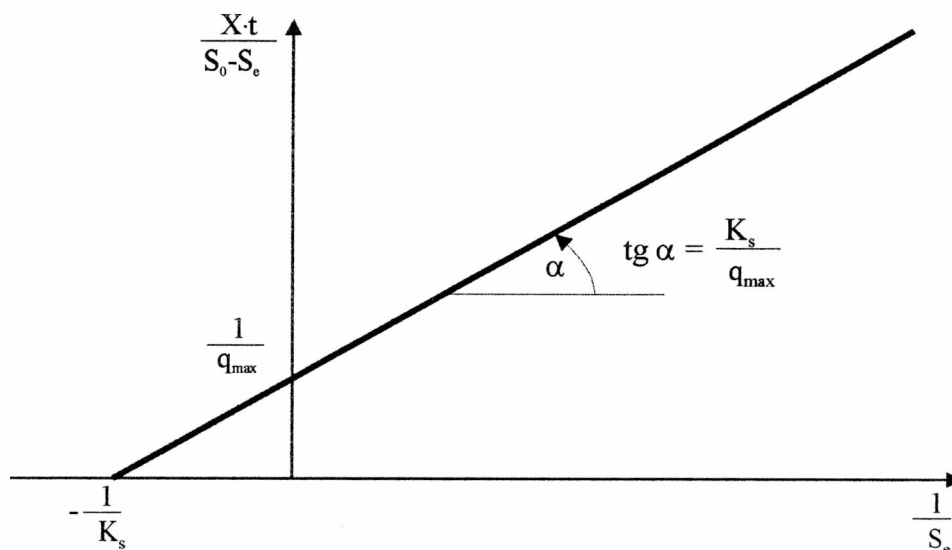
lub formę zlinearyzowaną:

$$\frac{X \cdot t_k}{(S_0 - S_e)} = \frac{K_s}{q_{\max}} \cdot \frac{1}{S_e} + \frac{1}{q_{\max}} \quad (1.60)$$

Powyższe wartości umożliwiają wyznaczenie wartości stałych kinetycznych „ $q_{\max}$ ” i „ K_s ” poprzez aproksymację danych doświadczalnych przy pomocy równania Michaelisa-Menten (1.59) (rys. 5), lub jako współczynników regresji prostoliniowej (1.60) (rys. 6).

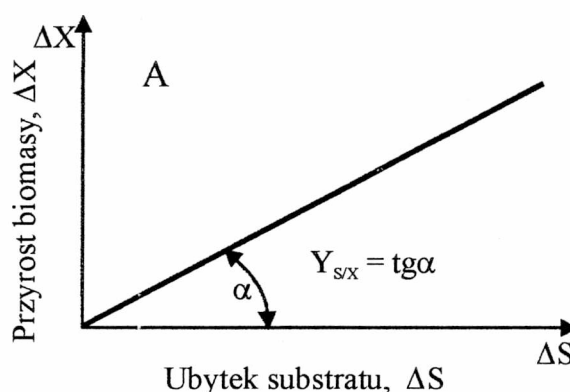


Rysunek 5. Wyznaczanie stałych „ $q_{\max}$ ” i „ K_s ” na podstawie badań w reaktorze przepływowym, przy wykorzystaniu podstawowej formy równania Michaelisa-Menten [48].



Rysunek 6. Wyznaczanie stałych „ q_{max} ” i „ K_s ” na podstawie badań w reaktorze przepływowym, przy wykorzystaniu zlinearyzowanej formy równania Michaelisa-Menten [48].

Wartość współczynnika syntezy biomasy ($Y_{S/X}$) wyznaczana jest wprost z definicji tego parametru (1.48), w postaci współczynnika kierunkowego prostej (rys. 7a).



Rysunek 7a. Wyznaczanie współczynnika rozdziału (syntezy biomasy) „ $Y_{S/X}$ ” w oparciu o pomiar przyrostu biomasy [48].

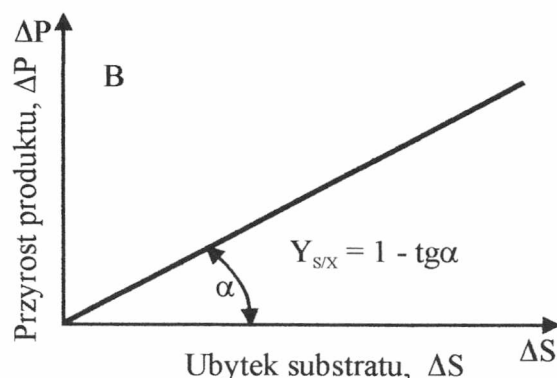
Ponieważ bilans substratu, biomasy i produktu można sprowadzić do zapisu:

$$\Delta X = \Delta S - \Delta P \quad / : \Delta S \quad (1.61)$$

$$\begin{aligned} &\Updownarrow \\ \frac{\Delta X}{\Delta S} &= 1 - \frac{\Delta P}{\Delta S} \quad (1.62) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} &\Updownarrow \\ Y_{S/X} &= 1 - \frac{\Delta P}{\Delta S} \quad (1.63) \end{aligned}$$

to wartość współczynnika wydajności przyrostu biomasy ($Y_{S/X}$) można wyznaczyć również w oparciu o pomiar produktu biodegradacji (rys. 7b).



Rysunek 7b. Wyznaczanie współczynnika rozdziału (syntezy biomasy) „ $Y_{S/X}$ ” w oparciu o pomiar przyrostu produktu biodegradacji.

Parametry „ q_{max} ” i „ $Y_{S/X}$ ” determinują wartość współczynnika maksymalnej właściwej szybkości przyrostu biomasy zgodnie z przekształconym równaniem (1.56):

$$\mu_{max} = q_{max} \cdot Y_{S/X} \quad (1.64)$$

W niektórych szczególnych rozważaniach kinetyki biodegradacji uwzględnia się czynnik obumierania biomasy opisany wartością współczynnika autolizy mikroorganizmów (k_d). Wykorzystuje się wówczas następującą zależność między szybkością wzrostu mikroorganizmów a szybkością usuwania zanieczyszczeń organicznych [48]:

$$\frac{dX}{dt} = Y_{S/X} \cdot \frac{dS}{dt} - k_d \cdot X \quad (1.65)$$

k_d -współczynnik autolizy biomasy, d^{-1}

Zastępując pochodne wartościami przyrostów skończonych i dzieląc obie strony równania (1.65) przez „ X ” otrzymujemy [48]:

$$\frac{\Delta X}{\Delta t} \cdot \frac{1}{X} = \frac{Y_{S/X}}{X} \cdot \frac{\Delta S}{\Delta t} - k_d \quad (1.66)$$

Wyrażenie $\frac{X}{\Delta X / \Delta t}$ określa średni czas przebywania komórek mikroorganizmów w układzie,

który może być nazywany wiekiem biomasy (WB). Wyrażenie $\frac{\Delta S}{X \cdot \Delta t}$ równe jest usuniętemu ładunkowi substratu przypadającemu na jednostkę biomasy i może być zastąpione

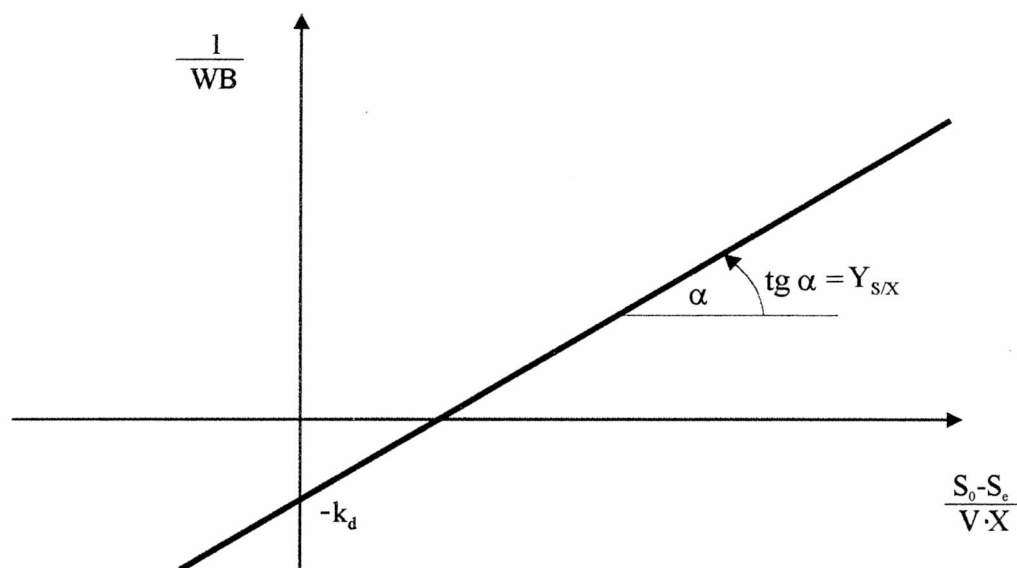
przez $\frac{S_0 - S_e}{X \cdot t_k}$, gdzie „ t_k ” opisuje czas przebywania cząstki roztworu substratu w reaktorze.

Przekształcona forma równania (1.66) przyjmuje zatem postać [48]:

$$\frac{1}{WB} = Y_{S/X} \cdot \frac{S_0 - S_e}{X \cdot t_k} - k_d \quad (1.67)$$

WB - wiek biomasy, d

Wartości współczynników „ $Y_{S/X}$ ” i „ k_d ” można wyznaczyć wykorzystując regresję liniową (rys. 8).



Rysunek 8. Wyznaczanie wartości współczynnika syntezy biomasy „ $Y_{S/X}$ ” oraz współczynnika autolizy mikroorganizmów „ k_d ” w reaktorze przepływowym [48].

Warto może nadmienić, że parametry wzrostu biomasy wyznaczone w procedurze, która nie definiuje współczynnika „ k_d ” *de facto* uwzględniają jego wartość, choć nie jest ona znana.

Zaprezentowany sposób postępowania jest wygodnym narzędziem do wyznaczania współczynników kinetycznych w reaktorach z zawieszoną biomasą. W reaktorach z biomasą immobilizowaną na nośnikach (np. na granulowanym węglu aktywnym) zasadniczą trudność stanowi oszacowanie wielkości oraz wieku biomasy.

1.5.3. Zagadnienie podatności na biodegradację

Obecność w wodzie substratów podatnych na biodegradację jest przyczyną wtórnego rozwoju mikroorganizmów. Zapobieganie temu zjawisku poprzez dążenie do osiągnięcia stabilności biologicznej wody jest jednym z najważniejszych celów procesów uzdatniania. Wybór sposobu realizacji tego zadania zależy od wielkości frakcji podatnej na biodegradację oraz charakteru komponentów, które ją tworzą.

Najogólniej rzecz ujmując przyczyną braku stabilności biologicznej wody jest obecność w niej substratów podatnych na biodegradację, które w reakcjach katalizowanych mikrobiologicznie są donorami elektronów i/lub źródłem energii [50]. Ilościowe oznaczenie większości z tych substratów (azotu amonowego i azotynowego, żelaza (II) i manganu (II), dwusiarczków, siarkowodoru, tiosiarczanów) nie nastręcza poważniejszych trudności, natomiast ilościowa ocena najważniejszego z nich, podatnych na biodegradację związków organicznych, jest trudniejsza [44]. Stężenie rozkładalnej biologicznie frakcji organicznej jest ponadto parametrem niezbędnym do opisu procesu biodegradacji w biologicznie aktywnej kolumnie GWA.

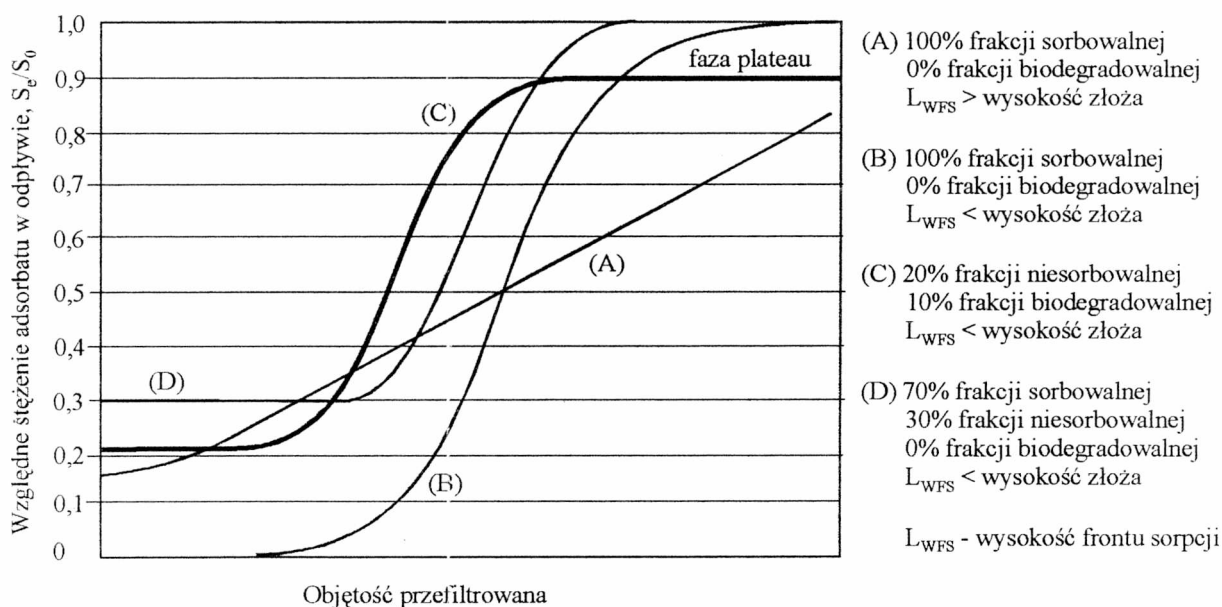
Metody pomiaru organicznej frakcji biodegradowalnej dzielimy na dwie grupy [51]:

- oznaczanie przyswajalnego węgla organicznego (PWO) oparte na pomiarach biomasy - metoda van der Kooija, metoda Wernera
- oznaczanie biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego (BRWO) oparte na pomiarach RWO - metoda Joreta, metoda Servais

W opisie przemian biochemicznych zachodzących w filtracji biologicznej wykorzystywany jest wskaźnik BRWO. Metoda wyznaczania tego parametru opiera się na pomiarze ubytku RWO w kontakcie z biomasą, w określonych warunkach. Z punktu widzenia przydatności wyznaczonego wskaźnika w modelowaniu biodegradacji najlepiej aby warunki pomiaru BRWO były jak najbliższe warunkom prowadzenia procesu.

1.6. IDEA PROCESU ADSORPCJI-BIODEGRADACJI – MODELE PROCESU

Najczęstszym rozwiązaniem procesu adsorpcji, a w wypadku węgla ziarnistego w zasadzie jedynym, jest kontakt uzdatnianej wody z adsorbentem w złożu filtracyjnym. Praca kolumny adsorpcyjnej oceniana jest zazwyczaj za pomocą krzywej przebiecia (rys. 9), która charakteryzuje usuwanie przez granulowany węgiel aktywny substancji organicznych, zwykle oznaczanych jako ogólny węgiel organiczny. Część OWO jest przeważnie, z różnych względów, niemożliwa do zaadsorbowania i przechodzi przez złożę GWA. Implikuje to przebieg krzywej przebiecia rozpoczynającej się przy stosunku S_e/S_0 większym od zera. Po okresie przejściowym profil przebiecia osiąga tzw. *plateau* i pozostaje niemal stały przy rosnącej objętości przefiltrowanej wody. W tym stanie usuwanie węgla organicznego nie wykazuje żadnego trendu, ściśle mówiąc, waha się wokół średniej. W *plateau* adsorpcja uważana jest za całkowitą, a za każde zmniejszenie zawartości substancji organicznych poniżej stosunku $S_e/S_0 = 1,0$ odpowiedzialne są procesy inne niż adsorpcja. Aktualny stan wiedzy pozwala stwierdzić, iż są to głównie procesy biochemiczne [8].



Rysunek 9. Typowe kształty krzywych przebiecia [8].

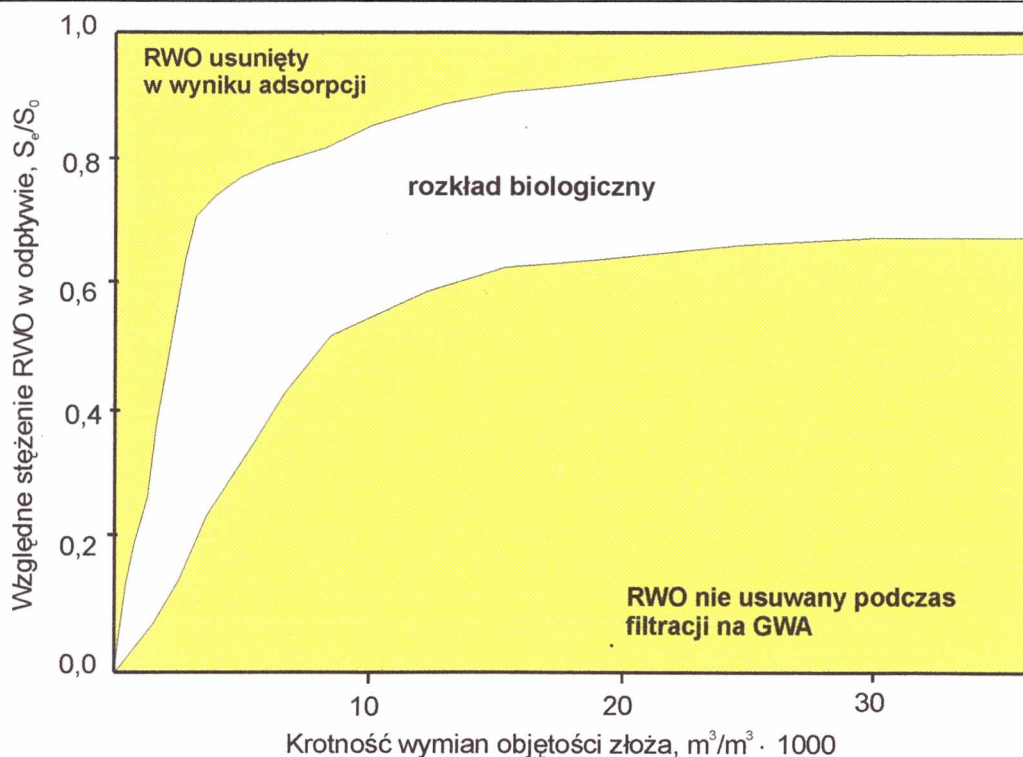
Łączenie zjawisk adsorpcji i biodegradacji w oczyszczaniu wody uzasadnione jest istnieniem wspólnego substratu obu procesów oraz szczególną zdolnością węgla aktywnego do zatrzymywania niesionych z wodą mikroorganizmów. Cecha ta skutkuje włączeniem skumulowanej biomasy w złożony mechanizm wzajemnych oddziaływań fazy stałej

(powierzchnia ziarna, komórka, zatrzymane zanieczyszczenia) oraz rozpuszczonych w wodzie domieszek. Wraz ze stopniowym wyczerpywaniem pojemności węgla biomasa może przejmować jego funkcje, sorbując substancje obecne w wodzie, a ponadto przetwarzając je częściowo na swój budulec oraz produkty przemian biochemicznych dostarczających komórkom energii. Aktywność biologiczna filtrów węglowych powoduje wzrost pojemności złoża na usuwanie substancji organicznych, a tym samym wydłuża czas pracy kolumny. Z czasem okazało się, że zjawisko to traktowane początkowo jako efekt uboczny towarzyszący adsorpcji, może być wykorzystane dla usprawnienia procesu usuwania substancji organicznych w złożach węgla aktywnego.

Mające rozmaite motywacje dążenia do minimalizacji zawartości związków organicznych w wodzie pitnej oraz stosunkowo wysokie koszty adsorpcji spowodowały, że praktyczne zastosowania procesu adsorpcji-biodegradacji, które nastąpiły wkrótce po wprowadzeniu w latach 60. granulowanego węgla aktywnego do oczyszczania wody, daleko wyprzedziły stan badań naukowych [52]. W 1982 roku w Holandii eksploatowano 8 pracujących w pełnej skali instalacji z biologicznie aktywnymi filtrami GWA [53]. Duże zainteresowanie tym procesem wykazano w Niemczech [54], a w szczególności we Francji [55] gdzie wiele zakładów wodociagowych posiada biologicznie aktywne filtry węglowe.

Pierwszą próbą zobrazowania procesu adsorpcji-biodegradacji była odpowiednia modyfikacja krzywej przebiecia (rys. 10) [56]. Rysunek 10 przedstawiający teoretyczne usuwanie rozpuszczonego węgla organicznego w wyniku adsorpcji i działalności biologicznej pokazuje, że w miarę wyczerpywania pojemności sorpcyjnej GWA, adsorpcja staje się coraz mniej skuteczna. W warunkach *plateau* rozkład biologiczny jest dominującym mechanizmem usuwania substancji organicznych [56].

Ocena ilościowa procesu, tzn. - określenie udziałów ładunku RWO usuwanego w adsorpcji oraz na drodze biologicznej - jest trudna. Niemniej przedstawiony na rysunku (rys. 10) ogólny przebieg procesu adsorpcji-biodegradacji wielokrotnie potwierdzono w badaniach [57, 58, 59, 60]. Szczegółowa analiza zjawisk zachodzących w biologicznie aktywnej kolumnie GWA pozwoliła nawet - dzięki technice znakowania cząstek substratu izotopem węgla ^{14}C - na oszacowanie ilości RWO ulegających procesom adsorpcji, biodegradacji, wbudowania w biomasę oraz desorpcji i biodegradacji czyli tzw. bioregeneracji [57].



Rysunek 10. Teoretyczne usuwanie RWO w wyniku adsorpcji i działalności biologicznej [56].

Badania nad biochemicznym utlenianiem materii organicznej w uzdatnianiu wody, przy wykorzystaniu węgla aktywnego jako nośnika biomasy, prowadzi się od początku lat siedemdziesiątych. Zasadnicze cele oraz zakresy dotychczas wykonywanych prac obejmują:

- ocenę możliwości przebiegu procesu biodegradacji w roztworach wodnych, cechujących się niskimi stężeniami substratów [57, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67],
- ilościową ocenę immobilizacji biomasy na nośnikach, głównie na GWA, wraz z opisem matematycznym tego zjawiska, obejmującym przyrosty i obumieranie biomasy oraz jej wynoszenie z układu w funkcji parametrów hydraulicznych [52, 58, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71],
- opis matematyczny kinetyki przemian w błonie biologicznej [52, 61, 62, 63, 65, 66, 67, 70, 72, 73, 74],
- próby adaptacji biomasy do utleniania konkretnych związków organicznych [57, 63, 64], w szczególności tych należących do grupy syntetycznych organicznych substancji chemicznych oraz wyznaczanie odpowiednich współczynników kinetycznych biochemicznego rozkładu [63, 65],
- określenie czasu potrzebnego do zainicjowania procesu biodegradacji w złożu GWA [57, 63],

- budowę modeli fizycznych procesu adsorpcji-biodegradacji i ich opisu matematycznego [35, 52, 63, 65, 67],
- analizę procesu adsorpcji-biodegradacji pod kątem jego konkurencyjności w stosunku do procesów jednostkowych adsorpcji oraz biodegradacji [75],
- próby oceny pracy węgli aktywnych produkowanych z przeznaczeniem do stosowania w filtracji biologicznej [55],
- wyznaczanie parametrów procesu bioregeneracji [59, 65, 67].

Większość wymienionych prac prowadzono w oparciu o wody preparowane, zawierające jedno lub kilka ale zawsze ściśle zdefiniowane źródła węgla, w warunkach dostatku tlenu i biogenów. Skupiono się na analizie pracy układu w okresie po zainicjowaniu i ustaleniu się warunków biodegradacji. Wykazano, iż możliwy jest wzrost bakterii heterotroficznych, a co za tym idzie prowadzenie biochemicznego utleniania, w warunkach tak niskich stężeń substratów jak ma to miejsce w wodach poddawanych procesowi oczyszczania. Z powodzeniem prowadzono biodegradację przy stężeniach substratu rzędu kilkudziesięciu $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ - a więc niższych od typowych zawartości węgla organicznego w uzdatnianej wodzie [67]. Nie ma wątpliwości co do tego, że wzrost i utrzymanie biofilmu na powierzchni ziaren węgla aktywnego są limitowane stężeniem substratu. Rittmann i McCarty zaproponowali formułę opisującą minimalne stężenie substratu, które gwarantuje samoodtworzenie biomasy [61]:

$$S_{\min} = \frac{K_s \cdot k_d}{Y_{S/X} \cdot q_{\max} - k_d} \quad (1.68)$$

Wartość tę można precyzyjnie wyznaczyć dla konkretnego substratu. W warunkach mieszaniny związków organicznych - czyli również we wszystkich wodach naturalnych - możliwy jest wzrost biomasy nawet gdy stężenia poszczególnych składników są niższe od ich stężeń minimalnych. Możliwe jest również utrzymywanie błony biologicznej za pomocą pożywki w celu prowadzenia rozkładu substancji występujących w wodzie w ilościach śladowych [64].

Oceny zasadności stosowania specjalnych węgli aktywnych, o rozbudowanej strukturze mezo- i makroporów, w procesie filtracji biologicznej nie są jednoznaczne. Wykazują one zazwyczaj gorsze właściwości adsorpcyjne, których nie rekompensuje często niepewny poziom aktywności biologicznej [55]. Wątpliwości nie pozostawia natomiast pozytywny efekt łączenia mechanizmów usuwania domieszek organicznych (adsorpcja,

przemiany biochemiczne) [75], zwłaszcza wobec wspomagania procesu wstępnym ozonowaniem w dawce $0,5 \div 1,0 \text{ gO}_3/\text{g RWO}$ [56].

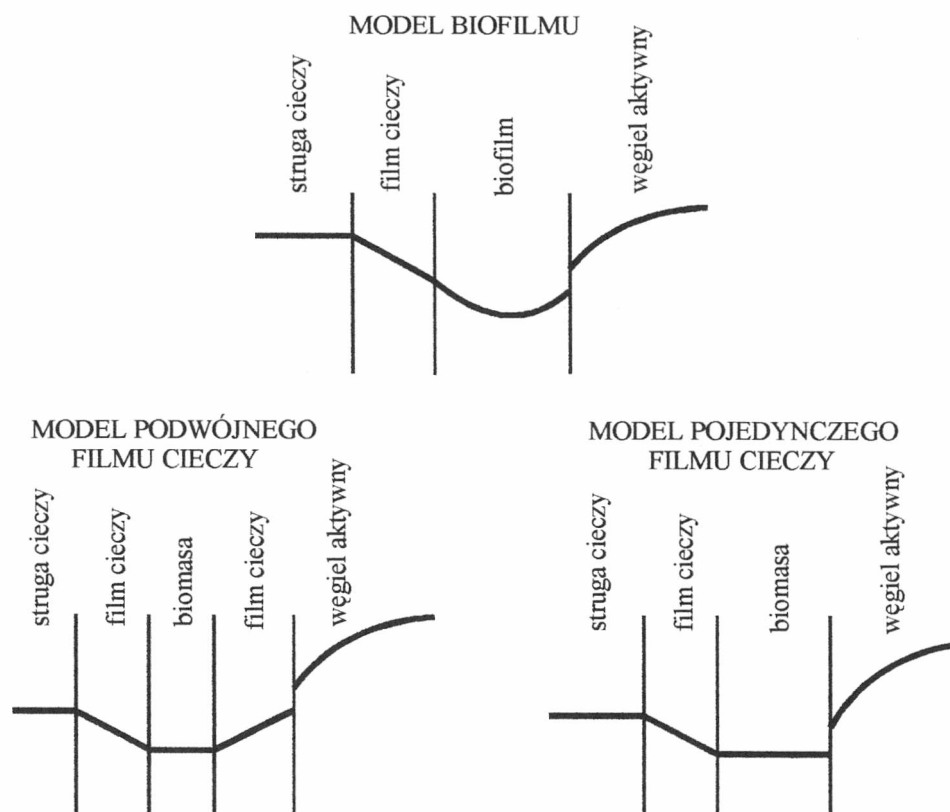
Świadomość, iż efektywność przemian biochemicznych zazwyczaj nie jest wystarczająca do uzyskania wody o wymaganej jakości doprowadziła w ostatnich latach do poszerzenia podstawowego układu oczyszczania o adsorbery ze świeżym węglem, a także filtry wielowarstwowe oraz różne warianty ozonowania [76, 77].

Jednym z zagadnień kluczowych dla projektowania i przyszłych zastosowań procesów biochemicznych w oczyszczaniu wody jest obecnie budowa i kalibracja modeli matematycznych odnoszących się do biomasy immobilizowanej w złożach węgla aktywnych.

1.6.1. Przykłady modeli procesu

1.6.1.1. Modele opracowane przez Speitela i Zhu

Trzy podstawowe dla opisu procesu adsorpcji-biodegradacji modele fizyczne wraz z ich matematyczną interpretacją zestawili i porównali w latach 1987-1990 Speitel i Zhu [67].



Rysunek 11. Profile stężeń substratu w błonie biologicznej [67].

Rysunek 11 przedstawia charakterystyczne dla omawianych modeli profile stężeń. Różnice między nimi dotyczą podziału przestrzeni między fazą roztworu a adsorbentem, na pewne obszary o odmiennych właściwościach. Model biofilmu oraz model pojedynczego filmu ciekłego dzielą tę przestrzeń na dwa, a model podwójnego filmu ciekłego na trzy obszary. We wszystkich wypadkach obszarem zewnętrznym jest film cieczy, w którym następuje przemieszczanie substratów organicznych z fazy roztworu do biofilmu. Zjawisko to opisują odpowiednie współczynniki transportu a zmiana stężenia w tym obszarze ma charakter liniowy. Stałym elementem we wszystkich omawianych modelach jest również obszar zwany biofilmem (model biofilmu) lub biomasą (modele pojedynczego i podwójnego filmu ciekłego). Przemieszczanie substratów opisuje w tym obszarze współczynnik dyfuzji, przy czym w modelu biofilmu stężenie substratów w biofilmie jest zmienne a zmienność ta ma charakter liniowy, natomiast w dwóch pozostałych modelach zakłada się stałe stężenie substratów w biomasie. Model podwójnego filmu ciekłego zakłada ponadto istnienie warstwy cieczy pomiędzy fazą stałą (adsorbentem) a biomasą. Podobnie jak w zewnętrznym filmie ciekłym zmiana stężenia jest tu liniowa. Istnienie tego ostatniego obszaru uwarunkowane jest przekonaniem, że substraty organiczne dostępne są dla bakterii tylko w formie rozpuszczonej, co jednocześnie oznacza, że desorpcja jest niezbędnym warunkiem bioregeneracji.

Parametrami omawianych modeli są:

- wielkości charakteryzujące adsorbent, czyli jego gęstość, porowatość, uziarnienie, parametry izotermy Freundlicha, współczynnik dyfuzji powierzchniowej,
- wielkości charakteryzujące kinetykę usuwania substratu w błonie biologicznej, a mianowicie współczynniki kinetyki Michaelisa-Menten, gęstość filmu, jego grubość oraz współczynnik dyfuzji w biofilmie i w razie potrzeby współczynniki transportu w filmie cieczy,
- parametry opisujące hydraulikę układu.

Za pomocą tych modeli możliwe jest prognozowanie strumienia bioregeneracji oraz przewidywanie stężeń substratu w odpływie z kolumny.

Porównanie modeli wykazało, że uwzględnienie transportu substratu w fazie między biofilmem a powierzchnią adsorbentu jest zbędne, a nawet prowadzi do wyników bardzo odbiegających od rzeczywistości. Model pojedynczej fazy ciekłej, najprostszy z trzech wymienionych, bardzo dobrze prognozuje strumień biodegradacji oraz stężenie w odpływie z kolumny w warunkach gdy błona biologiczna jest stosunkowo cienka, a stężenie substratu

niskie. W warunkach stężeń typowych dla uzdatnianych wód najlepiej sprawdza się model biofilmu.

Modele Speitela są niewątpliwie zaawansowaną koncepcją opisu procesu, uwzględniającą większość znanych nauce zjawisk występujących w biologicznie aktywnej kolumnie węglowej. Opis matematyczny jest jednak skomplikowany, zawiera wiele parametrów trudnych do oszacowania w warunkach mieszaniny substratów. Modele te sprawdzają się w warunkach rozwiniętej i ustabilizowanej aktywności biologicznej, natomiast nie opisują procesu w warunkach wpracowania złoza, jak również nie prognozują czasu wpracowania.

1.6.1.2. Model „Chabrol”

Model „Chabrol” opublikowany w 1992 r. [52] opisuje przypadek czystej filtracji biologicznej, przy założeniu wstępnego wysycenia adsorbentu oraz niedostępności dla biomasy frakcji uprzednio zaadsorbowanej w mikroporach węgla aktywnego. Oparto go na obserwacjach pracy filtrów GWA w paryskich stacjach uzdatniania wody Choisy-le-Roi (skala techniczna) i Neuilly-sur-Marne (skala pilotowa). Podstawę modelu stanowi opis trzech rodzajów wzajemnych oddziaływań:

1. interakcji pomiędzy biomasą a rozpuszczoną materią organiczną,
2. interakcji z podłożem,
3. śmiertelności i spasanania bakterii.

1. Model usuwania materii organicznej przez heterotroficzne bakterie wodne oparto na kinetyce Michaelisa-Menten:

$$\frac{dS}{dt} = q_{\max} \frac{S_b}{K_s + S_b} X \quad (1.69)$$

Jednak za czynnik ograniczający uznano proces pozakomórkowej enzymatycznej hydrolizy wielkocząsteczkowych organicznych domieszek wody, które stanowią jej główny organiczny składnik. Zgodnie z tym modelem substratem właściwej biodegradacji „ S_b ” stają się dopiero produkty hydrolizy (takie jak aminokwasy, cukry proste itp.). Za frakcję biodegradowalną uznano pulę związków organicznych ulegających hydrolizie, którą ujęto w dwie podgrupy szybciej i wolniej hydrolizujących związków. W opisie uwzględniono zmiany aktywności bakterii w funkcji temperatury otoczenia, biorąc pod

uwagę bezpośredni wpływ temperatury na kinetykę reakcji oraz możliwości adaptacji biomasy do zmieniających się temperatur.

2. W opisie zasiedlania podłoża przez bakterie uwzględniono dwa zasadniczo różne procesy:

- szybką lecz odwracalną adsorpcję fizykochemiczną,
- powolny lecz trwały proces zasiedlania wspomagany wytwarzaniem polisacharydowego śluzu pozakomórkowego.

Pierwsze z wymienionych zjawisk opisano przy pomocy teorii adsorpcji Langmuira, która w tym wypadku zakłada, że strumień adsorpcji jest funkcją stężenia biomasy w fazie ciekłej i ilości pozostałych w adsorbencie wolnych miejsc zdolnych do przyjęcia komórek.

Drugi proces opisano w oparciu o kinetykę Michaelisa-Menten. Zwrócono tu uwagę na rolę jaką w kolonizacji powierzchni ziarna odgrywają bakterie wytwarzające śluz pozakomórkowy. Ich działalność decyduje o czasie potrzebnym do zasiedlenia dostępnych miejsc. Istotnym parametrem modelu jest wielkość możliwej do przyjęcia przez adsorbent biomasy, limitowana ilością tzw. „miejsc chronionych”, w których działanie sił związanych z przepływem wody jest znacznie ograniczone. Wyznaczane wartości tego parametru są zawsze znacząco mniejsze od maksymalnych możliwych pojemności podłoża, co według autorów modelu wynika z potwierdzonej doświadczalnie tezy, że biomasa nie tworzy na zewnętrznej powierzchni ziarna ciągłej struktury biofilmu, a jej obszar zasiedlania ogranicza się jedynie do wybranych miejsc.

3. Za przyczyny śmiertelności bakterii uznano ich konsumowanie przez pierwotniaki oraz lizę komórek, przy czym to pierwsze zjawisko okazało się istotniejsze. W modelu uwzględniono powrót części obumarłej biomasy do puli związków rozpuszczonych stanowiących ponownie substrat hydrolizy.

W ostatecznej formule modelu „Chabrol” wzięto pod uwagę następujące przemiany:

- dwustopniową pozakomórkową hydrolizę związków wielkocząsteczkowych,
- wzrost bakterii limitowany stężeniem produktów hydrolizy,
- proces adsorpcji/desorpcji komórek na powierzchni adsorbentu,
- proces zasiedlania „miejsc chronionych”,
- obumieranie bakterii.

W tabeli 3 zestawiono wartości podstawowych parametrów kinetycznych wyznaczonych dla potrzeb kalibracji modelu „Chabrol”.

Tabela 3. Zestawienie wartości podstawowych współczynników kinetycznych wyznaczonych przy kalibracji modelu „Chabrol” [52].

Wartości współczynników dla temperatury 20 °C.				
$\mu_{\max}$	$q_{\max}$	K_s	$Y_{S/X}$	k_d
d^{-1}	d^{-1}	gC/m^3	-	d^{-1}
8,64	28,8	0,05	$\approx 0,3$	$0,24 \div 1,92$

Model „Chabrol” stanowi próbę pogodzenia precyzji opisu zjawisk zachodzących w filtracji biologicznej z podstawowymi warunkami stosowalności modelu, które wymagają uproszczenia formuł i ograniczenia liczby parametrów. Można uznać, że w znacznej mierze udało się to osiągnąć. Model „Chabrol” nie rozpatruje fazy wpracowania złoża.

1.6.1.3. Modele opracowane przez Adamskiego

Trzy scharakteryzowane poniżej modele zostały opracowane w 1995 roku [35]. Opierają się one na ogólnym założeniu możliwości wytworzenia w złożu węgla aktywnego stanu dynamicznej równowagi między masą zadsorbowaną a biodegradowaną. Stan ten charakteryzuje się równością parametrów szybkości dyfuzji do filmu granicznego i wewnętrznej struktury cząstek adsorbentu oraz szybkości biochemicznego rozkładu adsorbentu. Dodatkowe założenia przyjęte przy formułowaniu modeli przedstawiają się następująco:

1. W układzie istnieje odpowiednia proporcja pomiędzy zawartością w wodzie węgla azotu i fosforu.
2. Woda ma stałą temperaturę, większą od 12 °C.
3. Procesy poprzedzające adsorpcję gwarantują utrzymanie w układzie warunków tlenowych.
4. Biocenoza generuje się samoistnie w części dopływowej, przy wyczerpanej pojemności tej warstwy węgla.
5. Bakterie heterotroficzne występują przede wszystkim w filmie granicznym – biofilmie, oraz makroporach węgla aktywnego.
6. Wytworzona biomasa nie blokuje dostępu cząstkom do adsorpcji, ani też nie ogranicza prędkości dyfuzji.

7. Przy pełnej biologicznej aktywności złoża najpierw biodegradowane są związki w dyfundującym do powierzchni węgla strumieniu a następnie zaadsorbowane w wewnętrznej strukturze węgla.
8. Stopień bioregeneracji węgla w fazie dochodzenia do pełnej biologicznej aktywności jest pomijalnie mały.
9. Podatność związków dopływających do kolumny na adsorpcję i biodegradację jest niezmienna w cyklu.
10. Stężenie adsorbentu w dopływie jest stałe.

Model analityczno-graficzny

Model skonstruowano w oparciu o podstawowe prawa dynamiki adsorpcji określające zmiany pojemności sorpcyjnej w dowolnym momencie i miejscu złoża oraz stężenie adsorbentu w przestrzeniach międzyziarnowych w funkcji warunków hydrodynamicznych procesu. Opierając się na ogólnych równaniach bilansu masowego adsorbentu, izotermie adsorpcji i kinetyki adsorpcji stworzono model zapełniania, odblokowywania i ponownego zapełniania uprzednio zwolnionej pojemności sorpcyjnej.

Ponieważ hipotetycznym mechanizmem odświeżania pojemności adsorbentu jest tutaj aktywność mikrobiologiczna to wielkość możliwej do odblokowania pojemności wynika z zakładanego udziału podatnej na biodegradację frakcji adsorbentu (χ). Drugim istotnym parametrem modelu jest czas generowania pełnej aktywności biologicznej (t_g). Przy założeniu, że „ t_g ” jest krótszy od czasu pracy wynikającego z założonego poziomu przebiecia, model umożliwia analityczne lub graficzne wyznaczenie czasu pracy kolumny, dla różnych wartości „ χ ”.

Model pola stężeń adsorbentu

Ogólna idea modelu traktuje kolumnę węgla aktywnego jako szereg reaktorów porcjowych, przez co możliwe jest wykorzystanie typowego dla układów porcjowych modelu symulacji krzywych kinetycznych do wyznaczania izoplan kolumn adsorpcyjnych, a przy uwzględnieniu stopnia biochemicznego rozkładu (χ), również do symulacji izoplan biologicznie aktywnych kolumn sorpcyjnych.

Podstawę modelu stanowi opis przebiegu adsorpcji w próbach porcjowych oparty na układzie równań:

- pola stężeń adsorbentu w wewnętrznej strukturze węgla,
- bilansu masy,

- izotermy adsorpcji.

Ostateczna formuła modelu jest zmodyfikowanym, dla aktywnej biologicznie kolumny, równaniem czasu wyczerpywania pojemności adsorpcyjnej:

$$t_e^b = \frac{H}{v_f} \cdot \frac{x_m \cdot b \cdot S_e \cdot (1 - \varepsilon) \cdot \rho_w}{(1 + b \cdot S_e) \cdot (S_0 - S_e) \cdot \varepsilon \cdot (1 - \chi)} \quad (1.70)$$

- t_e^b - czas pracy biologicznie aktywnego złoża, h
 H - wysokość warstwy węgla aktywnego, m
 v_f - liniowa prędkość przepływu, m/h
 x_m, b - parametry izotermy Langmuira, gC/g, m³/gC
 S_0, S_e - stężenia adsorbentu w dopływie i w odpływie, gC/m³
 ε - porowatość warstwy węgla, -
 ρ_w - gęstość zhydratyzowanego adsorbentu, g/m³
 χ - biodegradowalna część masy adsorbentu, -

Model kinetyczny

W odróżnieniu od dwóch poprzednich modeli rozważających zagadnienie na gruncie teorii adsorpcji, trzeci sięga głębiej do natury procesu i oprócz typowych formuł adsorpcyjnych posługuje się również opisem przemian biochemicznych stymulowanych przez osadzoną w złożu sorpcyjnym biomasę.

Od strony adsorpcyjnej model wyprowadzono z równania pierwszego prawa Ficka dyfuzji w stanie ustalonym (1.1), otrzymując ostatecznie formułę określającą czas dyfuzji konieczny dla uzyskania w odpływie z reaktora stężenia adsorbentu „ S_e ”:

$$t_D = - \frac{\ln \frac{S_e}{S_0} \cdot \varepsilon \cdot d^2 \cdot [6 \cdot (1 - \varepsilon) + \varepsilon]}{144 \cdot D_m \cdot (1 - \varepsilon)^2} \quad (1.71)$$

- t_D - czas dyfuzji potrzebny do uzyskania w odpływie stężenia adsorbentu „ S_e ”, h
 D_m - współczynnik dyfuzji molekularnej, m²/h
 d - średnica ziarna adsorbentu, m

Opis przemian biochemicznych w złożu wyprowadzono od równania Michaelisa-Menten opisującego szybkość biochemicznego rozkładu (1.55) oraz od równania Monoda opisującego szybkość przyrostu biomasy (1.45). Całkując oba równania w odpowiednich granicach uzyskano formuły określające czas biochemicznego rozkładu (t_r) (1.72) oraz czas generowania aktywności biologicznej warstwy złoża (t_g) (1.73):

$$t_r = \frac{K_s}{q_{\max}} \cdot \ln \frac{\chi}{1-\chi} + \frac{S_a \cdot (2 \cdot \chi - 1)}{q_{\max}} \quad (1.72)$$

$$t_g = \frac{\ln \frac{X_{t_g}}{X_0} \cdot [K_s + \chi \cdot (S_0 - S_e)]}{\mu_{\max} \cdot \chi \cdot (S_0 - S_e)} \quad (1.73)$$

t_r - czas biochemicznego rozkładu, h

t_g - czas generowania aktywności biologicznej, h

S_a - stężenie zaadsorbowane, gC/m³

X_0, X_{t_g} - stężenia biomasy - początkowe oraz po osiągnięciu pełnej aktywności biologicznej, g/m³

Na podstawie równań (1.70) i (1.73) wyznaczono wyeksploatowaną wysokość kolumny (H_0) do momentu wygenerowania pełnej aktywności biologicznej:

$$H_0 = \frac{t_g \cdot v_f \cdot \varepsilon \cdot (S_0 - S_e) \cdot (1 + b \cdot S_e)}{(1 - \varepsilon) \cdot \rho_w \cdot x_m \cdot b \cdot S_e} \quad (1.74)$$

Założono, że z chwilą wygenerowania pełnej aktywności biologicznej proces biochemiczny biegnie dwukierunkowo. W pierwszej kolejności następuje biodegradacja substratu zawartego w strumieniu cieczy. Następnie bioregeneracji ulega wstępnie wysycona warstwa o wysokości „ H_0 ”. Iteracyjne obliczenia kolejnych regeneracji warstwy „ H_0 ” aż do jej wypełnienia frakcją niebiodegradowalną oraz powielanie sformułowanego opisu zjawisk dla warstw zalegających powyżej poziomu „ H_0 ”, z uwzględnieniem biodegradacji w strumieniu cieczy, pozwala ostatecznie na uzyskanie izoplany biologicznie aktywnej kolumny GWA.

2. MATERIAŁY I METODYKA BADAŃ

2.1. WYKORZYSTANE MATERIAŁY

2.1.1. Charakterystyka źródła wody

Badania prowadzono w oparciu o wodę infiltracyjną uzdatnianą w Zakładzie Produkcji Wody „Na Grobli” we Wrocławiu. Mieszane wody rzek Oławy i Nysy Kłodzkiej poddane infiltracji i otwartemu napowietrzaniu na ociekowych złożach rurowych w skali technicznej, kierowano do stacji doświadczalnej zlokalizowanej na terenie zakładu. Tam poddawano ją filtracji przez katalityczne złoża piaskowe o wysokości 1,5 m, z prędkością nie przekraczającą 2 m/h. Tak przygotowana woda, pozbawiona większości typowych dla niej zanieczyszczeń (żelazo i mangan) stanowiła surowiec do wszystkich doświadczeń zawartych w tej pracy.

Wybrane źródło wody posiada cechy predestynujące je do oczyszczania z udziałem procesów biochemicznych, a mianowicie:

- jest to woda dobrej jakości, której jedynym mankamentem jest obecność domieszek organicznych, których usunięcie może wpłynąć na dalszą poprawę jakości wody,
- woda nie wykazuje nagłych zmian składu chemicznego czy właściwości fizycznych,
- poprzedzający proces infiltracji powoduje co prawda częściowe usunięcie substratu biodegradowalnego, lecz stwarza też możliwość wstępnej selekcji mikroorganizmów zdolnych do przeżycia w środowisku oczyszczanej wody, które z kolei zaszczepiają złoża filtracyjne,
- zastosowanie napowietrzania gwarantuje utrzymanie warunków tlenowych nawet przy dużej aktywności biomasy,
- woda oprócz źródła węgla organicznego zawiera też inne podstawowe biogeny, z których najważniejsze to mineralne źródła azotu i fosforu, przy czym zawartość pierwszego z wymienionych jest w proporcji do węgla organicznego wystarczająca, fosforany zaś mogą wykazywać niedobór,
- woda zawiera przeciętne stężenia związków organicznych, występujących prawie wyłącznie w formie rozpuszczonej, co w praktyce wyklucza możliwość ich usuwania przez poprawę pracy istniejących obiektów technologicznych, a otwiera drogę do stosowania procesów adsorpcji i biodegradacji, dla których substratem jest rozpuszczona materia organiczna. Niewysokie stężenia RWO dają natomiast nadzieję na istotny udział biomasy w poprawie jakości wody.

Charakterystykę wody wykorzystywanej w badaniach przedstawiono w tabelach 4 i 5.

Tabela 4. Charakterystyka wody kierowanej do kolumn węgla aktywnego w testach F1 i F2.

TEST Parametr, jednostka	TEST F1			TEST F2		
	Min.	Maks.	Śr.	Min.	Maks.	Śr.
1	2	3	4	5	6	7
Temperatura, °C	9,8	13,0	11,3	13,9	20,1	17,2
pH	7,6	7,0	-	7,20	7,50	-
Zasadowość ogólna, val/m ³	3,0	3,0	3,0	2,8	3,2	3,0
Żelazo ogólne, gFe/m ³	0,05	0,17	0,10	0,075	0,17	0,11
Mangan, gMn/m ³	0,02	0,06	0,04	0,0	0,03	0,02
RWO (OWO) ¹⁾ , gC/m ³	3,74	4,36	3,99	3,34	4,42 (5,85) ²⁾	3,77
Tlen rozpuszczony, gO ₂ /m ³	8,2	9,3	8,6	8,0	8,8	8,2
Azot amonowy, gN/m ³	0,02	0,06	0,03	0,01	0,03	0,02
Azot azotanowy, gN/m ³	0,22	1,00	0,42	0,30	0,88	0,42
Azot organiczny, gN/m ³	0,32	0,62	0,46	0,53	1,05	0,87
Fosforany, gP/m ³	0,011	0,023	0,016	0,008	0,018	0,012
Fosfor organiczny, gP/m ³	0,009	0,027 (0,116) ³⁾	0,017	0,04	0,074 (0,144) ³⁾	0,065
Ogólna liczba bakterii psychrofilnych (OLB ₂₀), 1/cm ³	64	510	206	4	232	96

¹⁾ w wodzie poddanej filtracji nie obserwowano istotnych różnic między wartościami OWO i RWO,²⁾ wartość wynikająca z konieczności chwilowej zmiany źródła wody zasilającej,³⁾ chwilowy, skokowy wzrost stężenia.

Tabela 5. Charakterystyka wody kierowanej do kolumn węgla aktywnego w teście F2'.

TEST Parametr, jednostka	TEST F2' woda bez korekty biogenów			TEST F2' woda po korekcie biogenów		
	Min.	Maks.	Śr.	Min.	Maks.	Śr.
1	2	3	4	5	6	7
Temperatura, °C	8,7	13,5	12,0	9,0	13,6	12,2
pH	7,40	7,47	-	7,43	7,49	-
Zasadowość ogólna, val/m ³	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7
Żelazo ogólne, gFe/m ³	0,05	0,06	0,06	0,05	0,06	0,06
Mangan, gMn/m ³	0,0	0,03	0,013	0,0	0,03	0,013
RWO (OWO) ¹⁾ , gC/m ³	3,30	3,53 (4,20) ²⁾	3,39	3,30	3,53 (4,20) ²⁾	3,39
Tlen rozpuszczony, gO ₂ /m ³	8,6	9,8	9,0	8,5	9,9	9,0
Azot amonowy, gN/m ³	0,01	0,07	0,03	0,02	0,16	0,07
Azot azotanowy, gN/m ³	0,36	0,79	0,47	0,40	0,70	0,51
Azot organiczny, gN/m ³	0,44	1,27	0,99	0,49	1,26	0,98
Fosforany, gP/m ³	0,003	0,02	0,012	0,02	0,053	0,044
Fosfor organiczny, gP/m ³	0,016	0,04	0,025	0,013	0,04	0,023
Ogólna liczba bakterii psychrofilnych (OLB ₂₀), 1/cm ³	11	210	68	100	228	173

¹⁾ w wodzie poddanej filtracji nie obserwowano istotnych różnic między wartościami OWO i RWO,

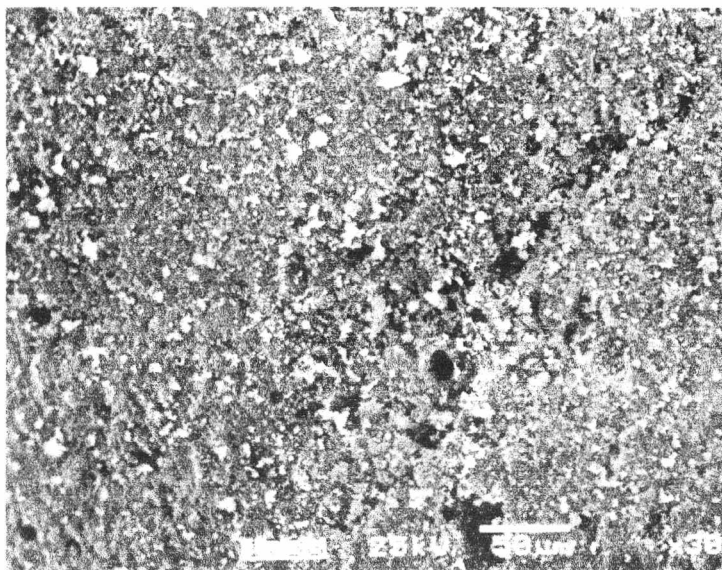
2.1.2. Stosowane węgle aktywne

W badaniach wykorzystano dwa odmienne, pod względem pochodzenia i struktury, granulowane węgle aktywne:

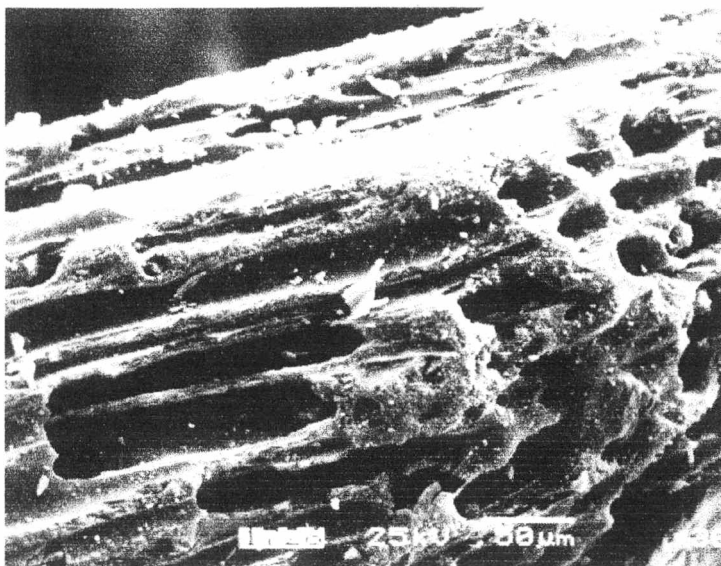
- produkowany na bazie węgla kamiennego granulowany węgiel WD-ekstra o granulacji 1,2 mm, przeznaczony do adsorpcji z fazy ciekłej, zalecany do stosowania w dużych stacjach uzdatniania wody,
- produkowany na bazie węgla drzewnego ziarnisty węgiel PICABIOL, charakteryzujący się zwiększonym udziałem mezo- i makroporów, którego przeznaczeniem oprócz adsorpcji jest, według producenta, kumulacja biomasy odpowiedzialnej za usuwanie z wody frakcji BRWO [78,79].

Węgiel WD-ekstra uzyskano poprzez zlepianie pyłu węgla kamiennego i wytłoczenie granul, ich suszenie, karbonizowanie i aktywowanie parą wodną w temperaturze $850 \div 1000$ °C. W obrazie mikroskopowym zewnętrzna powierzchnia ziarna jest nierówna, pokryta luźno związanym pyłem węglowym, posiada też nieliczne większe struktury w formie makropor o średnicach $5 \div 20$ µm (fot. 1).

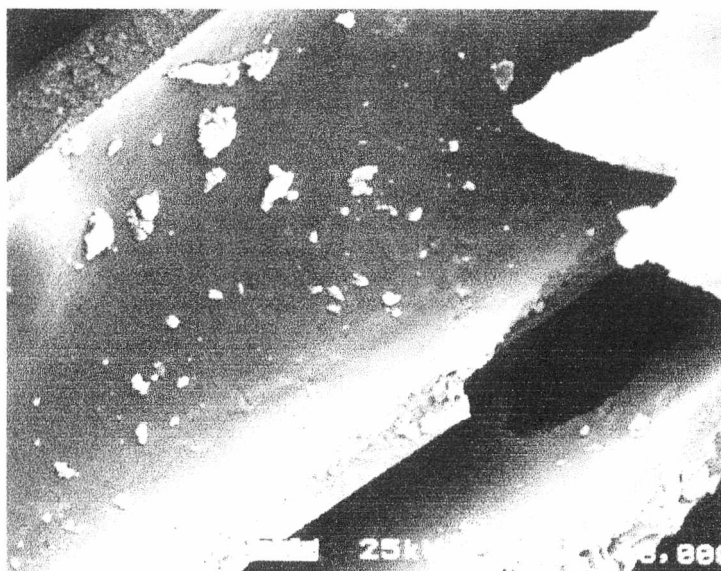
Węgiel PICABIOL wypreparowano z węgla drzewnego i poddano aktywacji chemicznej (prawdopodobnie z wykorzystaniem kwasu ortofosforowego) w temperaturze $400 \div 600$ °C. W procesie tym zachowano strukturę naturalnej tkanki naczyniowej drewna, tworzącej kapilary o średnicach $15 \div 30$ µm i grubości ścianek $2 \div 4$ µm (fot. 2). Kapilary te tworzą rozbudowaną strukturę makroporów, których rozmiary umożliwiają wnikanie do ich wnętrza komórek mikroorganizmów. Wewnętrzne ściany kapilar charakteryzują się niezwykle gładkością i nawet przy powiększeniach powyżej 10 000-krotnych nie dostrzega się istotnych nierówności (fot. 3). Ilości luźno związanego z powierzchnią ziarna pyłu węglowego są tu znacząco mniejsze niż w wypadku węgla WD-ekstra.



Fot. 1. Obraz powierzchni ziarna świeżego węgla WD-ekstra (x300).



Fot. 2. Obraz powierzchni ziarna świeżego węgla PICABIOL (x300).



Fot. 3. Przekrój kapilary węgla PICABIOL (x3000).

2.1.2.1. Charakterystyka układu kapilarnego adsorbentów

Parametry układu kapilarnego stosowanych węgli aktywnych określono na podstawie sorpcji dwutlenku węgla i par benzenu w temperaturze 298 K (mikro- i mezopory) oraz pomiarów porozymetrycznych (makropory). Badania adsorpcyjne przeprowadzono w wysokopróżniowej aparaturze grawimetrycznej otrzymując izotermy adsorpcji dwutlenku węgla oraz adsorpcji i desorpcji benzenu przedstawione na rysunkach 12 - 15, które posłużyły do obliczenia objętości i powierzchni mikro- i mezoporów. Rozkład objętości i powierzchni mikroporów obliczono na podstawie teorii Dubinina-Raduszkiewicza [80]. W przypadku ultramikroporów przyjęto, że cząsteczka CO₂ ze względu na swoje specyficzne właściwości układu się płasko na powierzchni porów [81]. Rozkład objętości i powierzchni mezoporów obliczono na podstawie gałęzi desorpcji benzenu. Do obliczeń zastosowano metodę Pierce'a [82], zmodyfikowana przez Orra i Dallavalle'a [83].

Badanie porozymetryczne, w kierunku makroporów, wykonano w aparacie PASCAL 440 firmy Carlo Erba pod ciśnieniem rtęci do 400 MPa.

Uzyskane charakterystyki układu kapilarnego obu stosowanych w badaniach węgli aktywnych zestawiono w tabeli 6.

2.1.2.2. Granulometria węgla WD-ekstra

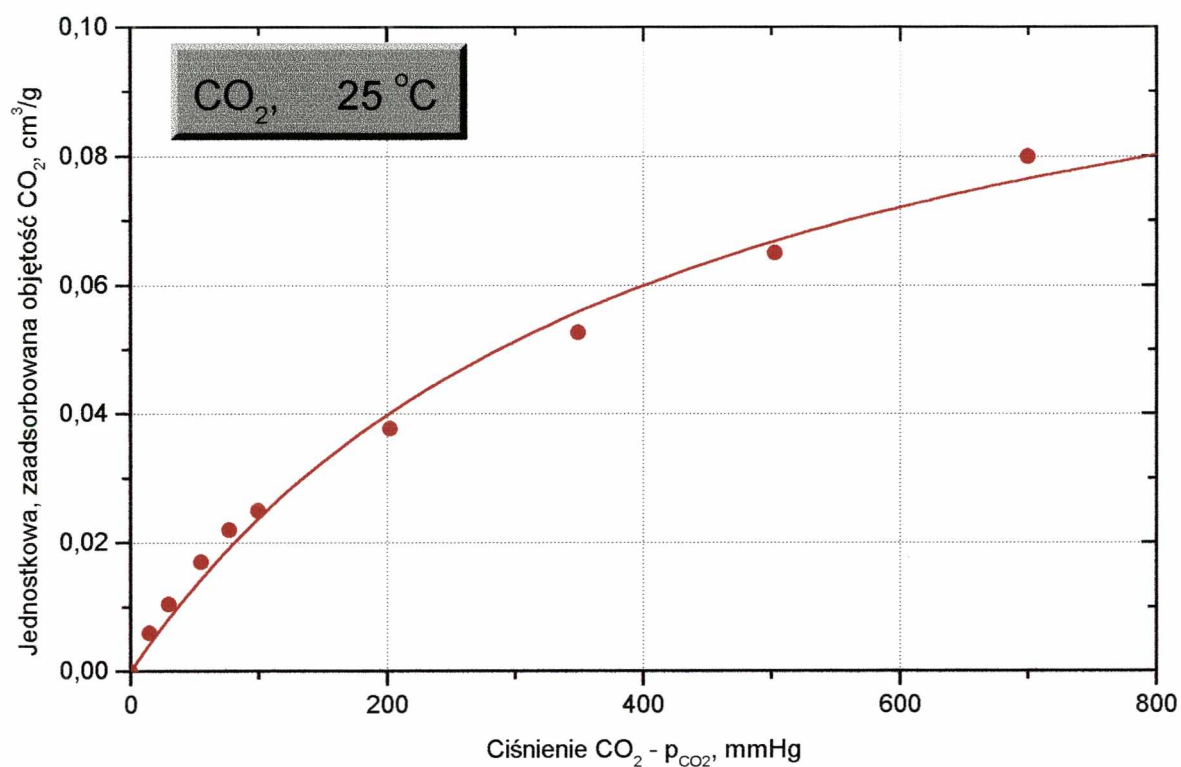
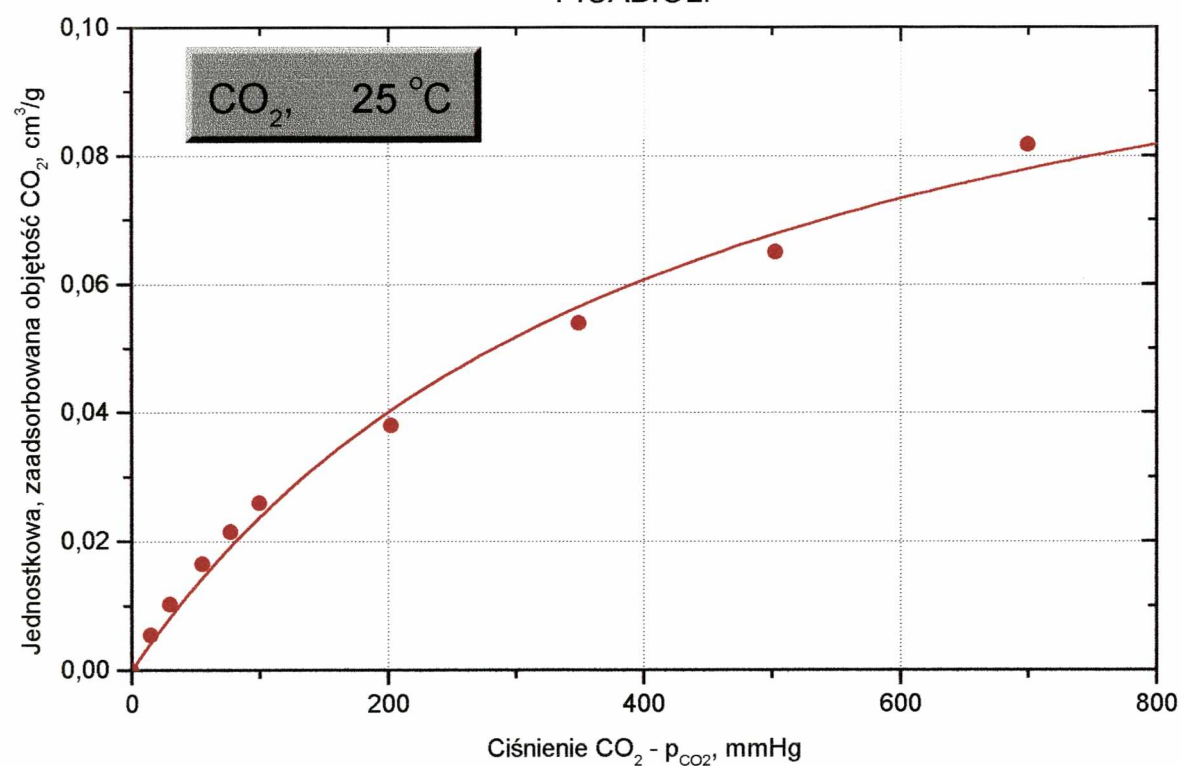
Analizę granulometryczną wykonano tylko dla węgla WD-ekstra, który został wytypowany do ostatecznych badań nad procesem adsorpcji-biodegradacji w teście F2. Wykonano ją na podstawie obserwacji mikroskopowych przy użyciu okularów mikrometrycznych. Tradycyjny sposób analizy sitowej jest w przypadku węgli aktywnych mniej przydatny ze względu na możliwość ich rozpylania.

Wyniki analizy przedstawiono w tabeli 7. Druga kolumna tabeli określa zawartość frakcji zdefiniowaną stosunkiem liczby ziaren danej frakcji do całkowitej liczby ziaren z jakiej składa się dana próba. Trzecia kolumna tabeli zawiera stosunek maksymalnego wymiaru ziaren do wymiaru minimalnego. Wartość tego stosunku jest średnią arytmetyczną stosunków $d_{\max}/d_{\min}$ pojedynczych ziaren wchodzących w skład danej frakcji. Analiza granulometryczna pozwala również na określenie właściwej powierzchni zewnętrznej ziaren węgla (F_s). Obliczenie powierzchni zewnętrznej „ F_s ” wykonano na podstawie wzorów obowiązujących dla cząstek kulistych oraz elipsoid obrotowych, którymi można modelować kształt cząstek GWA [35]. Sferyczność określono stosunkiem powierzchni cząstek adsorbentu do powierzchni kul zastępczych, to jest kul o tej samej co cząstki objętości.

Średnicę zastępczą (d_z) obliczono jako średnią ważoną średnic obliczeniowych (d_i) wobec udziałów poszczególnych frakcji (p_i/p) w próbce.

2.1.2.3. Inne właściwości

Pełne porównanie podstawowych cech obu stosowanych węgli aktywnych zawarto w tabeli 8. Ciężar właściwy suchego ziarna wyznaczono podczas badań na porozymetrze. Ciężar właściwy ziarna zhydratyzowanego obliczono zakładając całkowite wypełnienie wewnętrznej struktury ziarna wodą. Gęstość nasypową w stanie powietrznie suchym oraz porowatość międzyziarnową wyznaczono przez bezpośredni pomiar. Gęstość nasypową w stanie zhydratyzowanym obliczono na podstawie ciężaru właściwego ziarna zhydratyzowanego oraz porowatości międzyziarnowej.

Rysunek 12. Przebieg izotermy adsorpcji dwutlenku węgla na węglu aktywnym
WD-ekstra.Rysunek 13. Przebieg izotermy adsorpcji dwutlenku węgla na węglu aktywnym
PICABIOL.

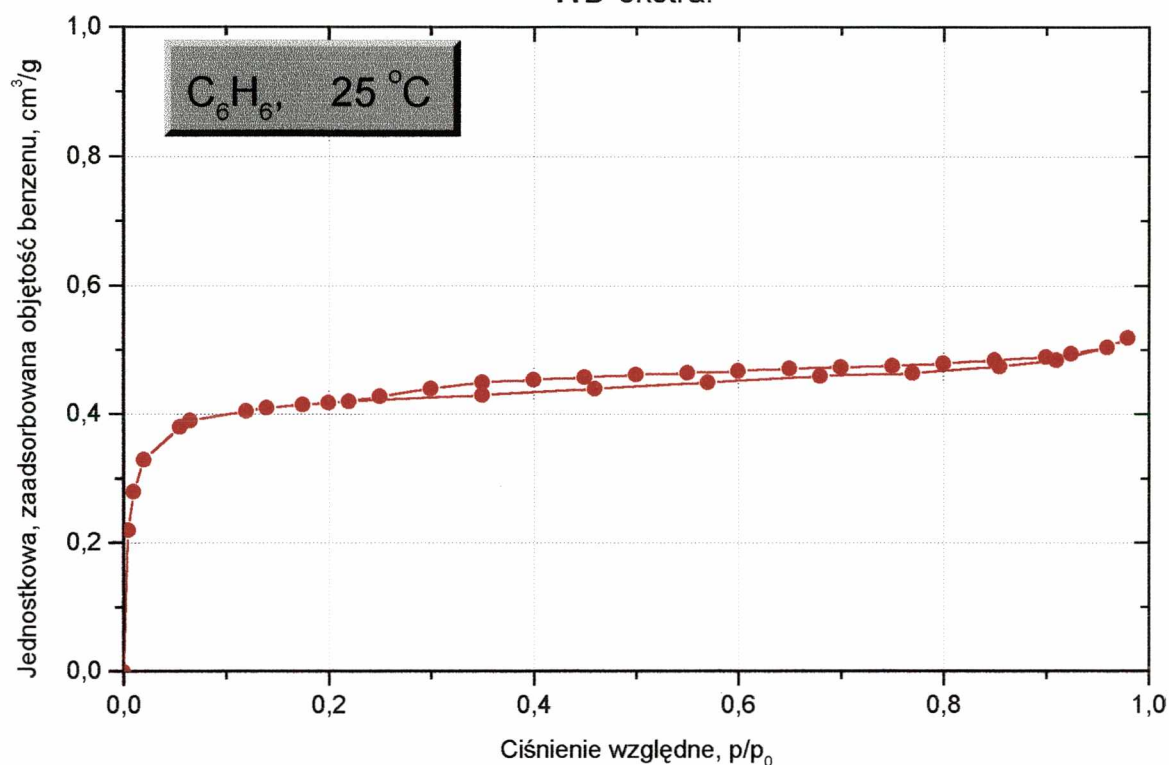
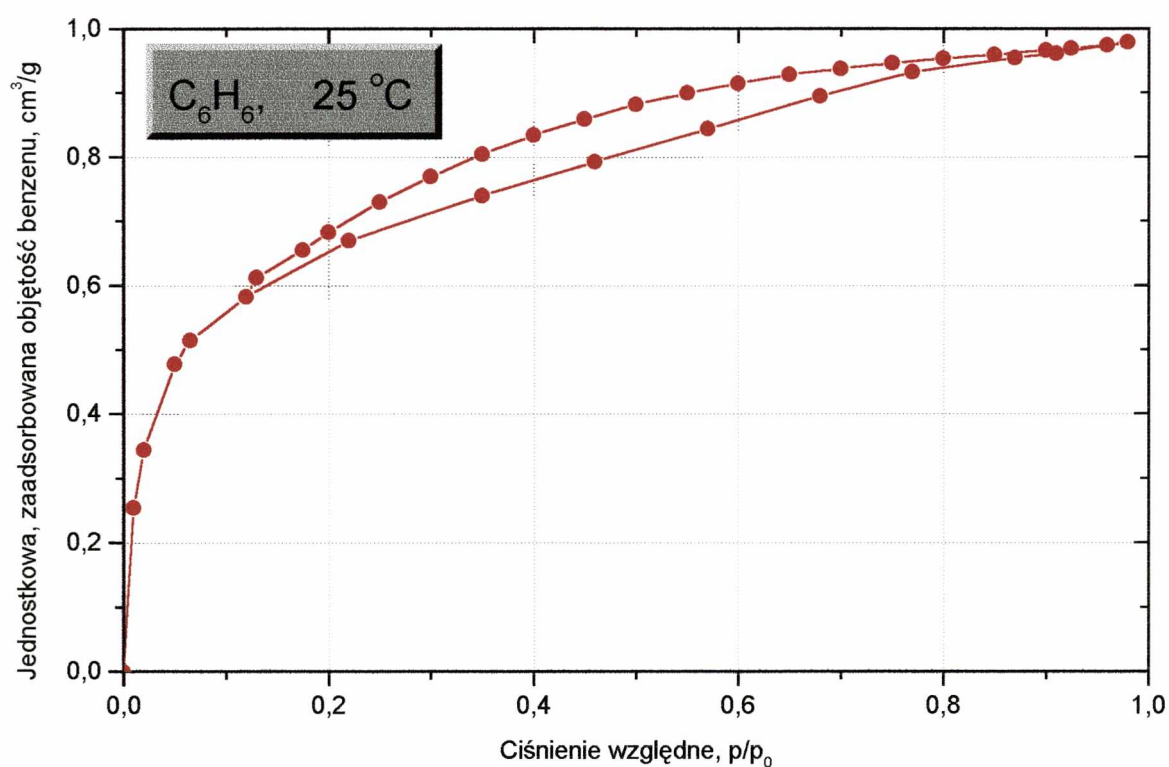
Rysunek 14. Przebieg izotermy adsorpcji i desorpcji benzenu na węglu aktywnym
WD-ekstra.Rysunek 15. Przebieg izotermy adsorpcji i desorpcji benzenu na węglu aktywnym
PICABIOL.

Tabela 6. Rozkład objętości i powierzchni właściwej mikro-, mezo- i makroporów węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL.

Nazwa węgla	Średnica kapilary	Mikropory			Mezopory					Makropory 50 - 7500 nm	Ogółem < 7500 nm
		CO ₂ < 0,4 nm	C ₆ H ₆ 0,4 - 2 nm	Całkowite < 2 nm	2 - 3 nm	3 - 5 nm	5 - 10 nm	10 - 50 nm	Całkowite 2 - 50 nm		
		OBJĘTOŚĆ PORÓW, cm ³ /g									
WD-ekstra		0,000	0,390	0,390	0,050	0,020	0,018	0,028	0,116	0,49	0,996
PICABIOL		0,000	0,539	0,539	0,215	0,130	0,068	0,024	0,437		
		POWIERZCHNIA PORÓW, m ² /g									
WD-ekstra		0,0	1077	1077	40,2	10,8	5,2	2,4	58,6	1,9	1137,5
PICABIOL		0,0	1488	1488	179,5	72,5	21,4	2,4	275,8		

Tabela 7. Granulometria węgla aktywnego WD-ekstra.

Dolny i górny zakres frakcji i - tej	Procentowy udział frakcji w i - tej próbie	$\frac{d_{\max}}{d_{\min}}$	Sferyczność frakcji i - tej φ_i			Średnica obliczeniowa frakcji i- tej	Masowy udział ziaren frakcji i - tej	Zewnętrzna powierzchnia frakcji i - tej
$d_{\max}^{\inf} - d_{\max}^{\sup}$	p_i/p	α_i	$\beta_i = \alpha_i^{-1}$	Γ_i	φ_i	d_i	f_i	F_i
10^{-3} m	%	-	-	-	-	10^{-3} m	-	m^2/kg
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1 - 1,49	33,4	1,1	0,91	0,43	0,5	1,22	0,057	0,27
1,5 - 1,99	19,0	1,9	0,53	1,028	1,09	1,73	0,094	0,38
2,0 - 2,49	19,0	2,1	0,47	1,112	1,18	2,23	0,20	0,29
2,5 - 2,99	23,8	2,7	0,37	1,26	1,20	2,73	0,46	0,30
3,0 - 4,0	4,8	4,0	0,25	1,33	1,28	3,46	0,19	0,08
						$d_z = 1,976$	$\Sigma 1,32$	

$$\Gamma_i = \arcsin \sqrt{1 - \beta_i^2}, \quad \varphi_i = \frac{\left[\frac{\beta_i + \Gamma_i}{\sqrt{1 - \beta_i^2}} \right]}{2 \sqrt[3]{\beta_i}}$$

 d_z - średnica zastępcza

Tabela 8. Charakterystyki stosowanych granulowanych węgli aktywnych.

Parametr	Jednostka	WD-ekstra	PICABIOL
1	2	3	4
Producent	-	GRYFSKAND (Polska)	PICA (Francja)
Surowiec	-	węgiel kamienny	węgiel drzewny
Typ węgla	-	granulowany	ziarnisty
Charakterystyka ziaren: kształt wymiar ziarna	mm	regularny (walec) średnica 1,2 długość 1 - 4	nieregularny (łamany) 0,8 - 1,5
WR = $d_{\max}/d_{\min}$ średnica zastępcza	- mm	1,1 - 4,0 1,976	< 2,1 -
Porowatość międzyziarnowa, ε	-	0,36	0,40
Gęstość ziarna: suchego uwodnionego	kg/m ³	718 1433	441,1 1080
Zmiana masy węgla w wyniku wchłonięcia wody	%	+99,6	+144,8
Gęstość nasypowa: w stanie suchym w stanie powietrznie suchym w stanie zhydratyzowanym	kg/m ³	460 462 917	265 423 648
Współczynniki przeliczeniowe z 1g węgla w stanie powietrznie suchym na węgiel: w stanie suchym w stanie zhydratyzowanym	-	1 1,985	0,6265 1,531
Ogólna objętość porów	cm ³ /g	0,996	1,448
Ogólna powierzchnia właściwa odniesiona do masy węgla: suchego zhydratyzowanego	m ² /g	1137,5 569,9	1766,1 721,3
Odczyn wyciągu wodnego	-	zasadowy	kwasowy

2.2. OPIS WYKONANYCH DOŚWIADCZEŃ

Przeprowadzono dwa rodzaje testów z wykorzystaniem węgla aktywnych - testy porcjowe oraz kolumnowe (przepływowe). Celem testów porcjowych było porównanie właściwości adsorpcyjnych wybranych węgla aktywnych, zaś zadaniem testów kolumnowych była symulacja rzeczywistych warunków pracy złóż GWA.

2.2.1. Testy porcjowe

TEST A1 polegał na statycznym kontakcie badanej wody z różnymi dawkami wybranych węgla aktywnych. Do wcześniej przygotowanych (umytych, przepłukanych mieszaniną chromową i wodą redestylowaną oraz wysuszonych w temperaturze 105 °C) szklanych butelek o pojemności 1 dm³ wsypywano następujące dawki węgla naważone w stanie powietrznie suchym: 2, 6, 10, 16 i 24 g, które zalewano 1 dm³ badanej wody. Z tak przygotowanych mieszanin pobierano próby wody (jednorazowo około 10 ml) po czasach kontaktu wynoszących: 5, 24, 72, 168 i 336 h, w których oznaczano zawartość ogólnego węgla organicznego.

TEST A2 polegał na statycznym kontakcie stałej dawki węgla aktywnych z roztworami badanej wody charakteryzującymi się różnymi początkowymi stężeniami OWO. Roztwory te uzyskano rozcieńczając wodę podstawową (rozdz. 2.1.1.) wodą redestylowaną. Stała dawka węgla wynosiła 6 g/dm³, a sam przebieg doświadczenia był taki jak w teście A1.

Celem TESTU A3 była porównawcza ocena wpływu mieszania zawartości reaktora na parametry statyki adsorpcji na węglach aktywnych WD-ekstra i PICABIOL. Doświadczenie przeprowadzono w sześciostanowiskowym koagulatorze PB-700TM JARTESTER firmy PHIPPS & BIRD. Do naczyń koagulatora o pojemności 2 dm³ wsypiano takie same naważki (4, 20 i 48 g) obu węgla po czym zalano je badaną wodą w ilości 2 dm³ na każdą dawkę węgla i ustawiono na stanowiskach mieszania. Zlewki były całkowicie zaciemnione folią aluminiową. Takie same próby przygotowano w szczelnie zamkniętych szklanych butelkach, przy czym ich zawartość nie była mieszana.

Prędkość mieszania prób zawartych w naczyniach koagulatora dobrano tak aby chociaż w przybliżeniu imitowała ona warunki panujące w złożu filtracyjnym przy prędkości

filtracji 6 m/h. Wymagało to wyznaczenia gradientu prędkości ruchu cieczy, który opisany jest następującą formułą [84]:

$$G = \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon^2} \cdot \frac{v_f}{d_z} \cdot \sqrt{\frac{\rho_w - \rho}{\rho}} \cdot k \quad (2.1)$$

gdzie:

ε - porowatość międzyziarnowa, $\varepsilon = 0,36$ (WD-ekstra), $\varepsilon = 0,40$ (PICABIOL)

v_f - prędkość filtracji, $v_f = 6 \text{ m/h} = 0,0017 \text{ m/s}$

d_z - zastępcza miarodajna średnica ziarna, $d_z = 1,976 \cdot 10^{-3} \text{ m}$, (WD-ekstra)

$d_z = 1,2 \cdot 10^{-3} \text{ m}$, (PICABIOL)

ρ_w - gęstość ziarna uwodnionego, $\rho_w = 1,433 \text{ g/cm}^3$ (WD-ekstra)

$\rho_w = 1,08 \text{ g/cm}^3$ (PICABIOL)

ρ - gęstość wody, $\rho = 1,0 \text{ g/cm}^3$

k - stała Kozeny-Carmana, $k = 0,30$ (dla węgla aktywnego) [84]

Wyznaczone z powyższej formuły wartości gradientów wynosiły $1,5 \text{ s}^{-1}$ - dla WD-ekstra oraz $0,82 \text{ s}^{-1}$ - dla PICABIOL. Najmniejsza stabilna prędkość obrotowa jaką można utrzymywać na zastosowanym koagulatorze wynosi około 15 obr./min co odpowiada gradientowi prędkości ruchu cieczy równemu $\sim 10 \text{ s}^{-1}$. Na podstawie wyliczonych wartości gradientu, po uwzględnieniu możliwości technicznych eksperyment przeprowadzono przy najmniejszej możliwej do utrzymania prędkości obrotowej mieszadła.

Próby wody, w których wyznaczano zawartość ogólnego węgla organicznego pobierano po czasach kontaktu wynoszących: 0, 24, 72, 168 i 336 h.

2.2.2. Testy kolumnowe

Przeprowadzono dwa testy kolumnowe. Zadaniem pierwszego (F1) było porównanie pracy wytypowanych węgli aktywnych (WD-ekstra i PICABIOL) w układzie przepływowym zarówno w fazie przewagi adsorpcyjnego usuwania RWO jak i w fazie *plateau*. Celem testu drugiego (F2) było porównanie pracy świeżego oraz wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra, wyznaczenie podstawowych parametrów procesów adsorpcji i biodegradacji, ocena wpływu biogenów (mineralnych źródeł azotu i fosforu) na usuwanie RWO w fazie *plateau*.

2.2.2.1. Przygotowanie węgla do pracy

Przed przystąpieniem do pracy ziarna węgla aktywnego poddano hydratacji w wodzie redestylowanej przez 3 ÷ 7 d, odpłukując jednocześnie pył węglowy. Przed rozsypaniem do kolumn filtracyjnych węgiel sterylizowano w autoklawie (0,1 MPa, 121 °C) przez 1 godzinę, a następnie po zasypaniu złoża przemywano roztworem dwutlenku chloru o stężeniu około 30 gClO₂/m³.

2.2.2.2. Dobór obciążenia hydraulicznego

Wartość obciążenia hydraulicznego złożów węglowych (6 m³/m²·h) ustalono w badaniach wstępnych wychodząc z założenia, iż powinna ona mieścić się w zakresie typowych prędkości filtracji stosowanych w oczyszczaniu wody, nie powinna destabilizować statyki złoża w warunkach przepływu od dołu ku górze, a wraz z przyjętymi wysokościami złożów powinna dać możliwość obserwacji frontu sorpcji.

2.2.2.3. Test F1

W teście F1 badania prowadzono w dwóch kaskadach kolumn filtracyjnych, z których każdą - składającą się z trzech szeregowo połączonych jednostek o średnicy 3 cm i wysokości 40 cm - wypełniono jednym rodzajem węgla (WD-ekstra (A) lub PICABIOL (B)). W każdej kolumnie umieszczono 20 cm złoża węglowego na 3-centymetrowej podsypce żwirowej. Pomiędzy kolumnami zamontowano zawory odcinające oraz spustowe umożliwiające pobór próbek wody z każdego etapu filtracji. Przewidziano też możliwość poboru próbek węgla. Filtry węglowe zasilano wodą wstępnie oczyszczoną (infiltracja - napowietrzanie - filtracja na złożu piaskowym) w kierunku z dołu ku górze. Umieszczona pod warstwą węgla warstwa podsypki żwirowej, zamknięta w stożku podstawy kolumny, zapewniła równomierne obciążenie powierzchni złoża węglowego. Kolumny zaciemniono owijając je folią aluminiową.

Kierunek przepływu wody z dołu ku górze stosowany jest rzadko, jednakże w odniesieniu do filtrów biologicznie aktywnych jest uzasadniony łatwiejszym usuwaniem gazowych produktów rozkładu biochemicznego materii organicznej, które pozostając w złożu mogą tłumić przepływ, a także większą pojemnością na zanieczyszczenia wytrącające się w złożu, co jest ważne w wypadku filtrów o wymaganym długim cyklu pracy, których efektywność w znacznej mierze zależy od ilości zakumulowanych w złożu zawiesin. Podobne

rozwiązania spotyka się sporadycznie w literaturze [55,59]. Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rysunku 16, a podstawowe parametry kolumn i złoż adsorpcyjnych oraz warunki ich zasilania zebrano w tabeli 9. Eksperyment trwał 55 dni.

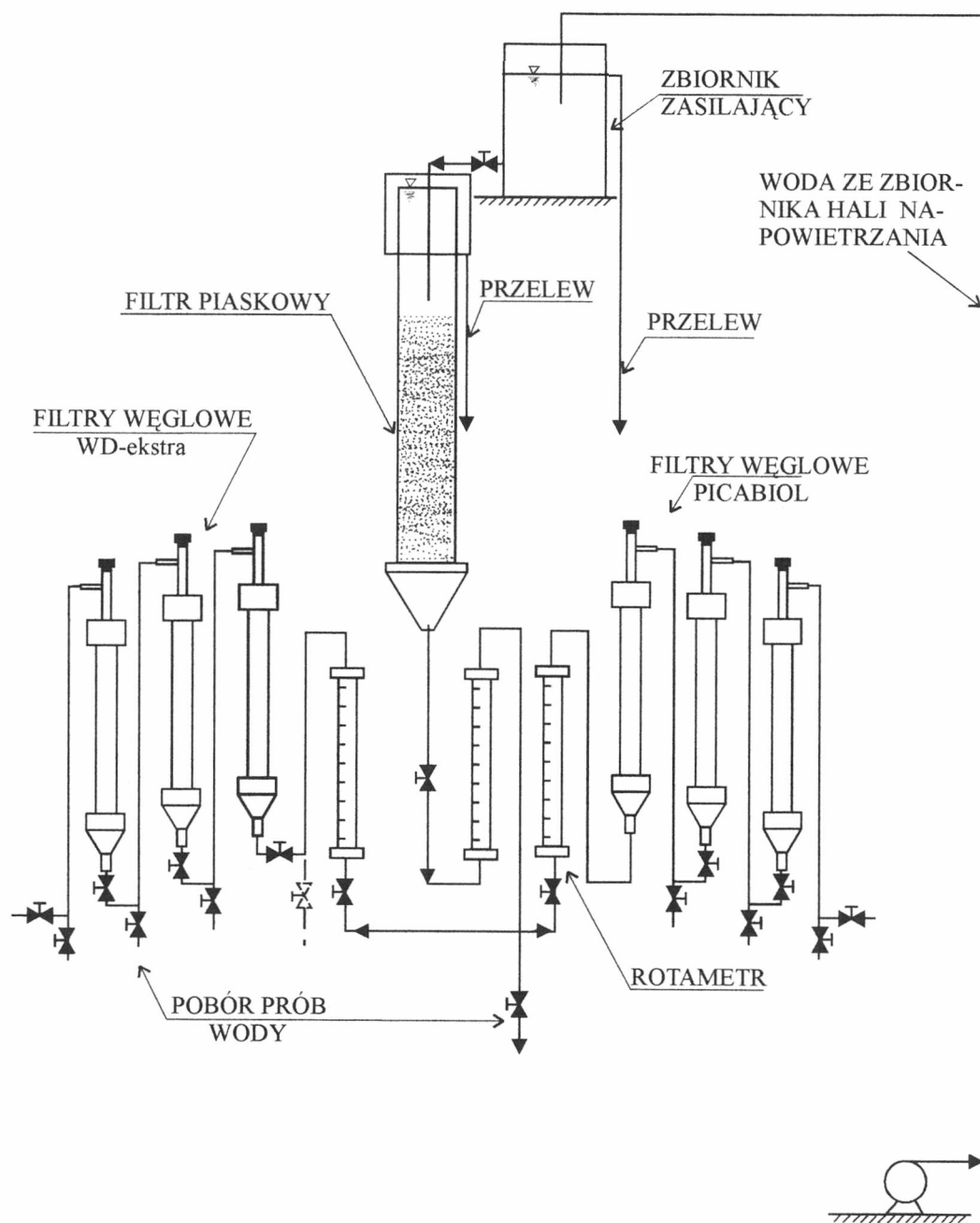
2.2.2.4. Test F2

W teście F2, podobnie jak w eksperymencie F1, badania prowadzono w dwóch kaskadach kolumn filtracyjnych. Zdecydowano jednak o podniesieniu ogólnej wysokości złoż do wartości 1,0 m oraz o zwiększeniu liczby warstw do czterech (każda po 25 cm). Kolumny zasypano dwoma rodzajami, wybranego po teście F1 do dalszych badań, węgla WD-ekstra. W pierwszym złożu znalazł się węgiel świeży (A), w drugim zaś wstępnie wysycony (B). Drugie ze złoż pracowało na badanej wodzie jako adsorbent, przez okres około 6 miesięcy, przed rozpoczęciem testu F2. Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rysunku 17, a podstawowe parametry kolumn i złoż filtracyjnych oraz warunki ich zasilania zebrano w tabeli 9. Eksperyment trwał 131 dni.

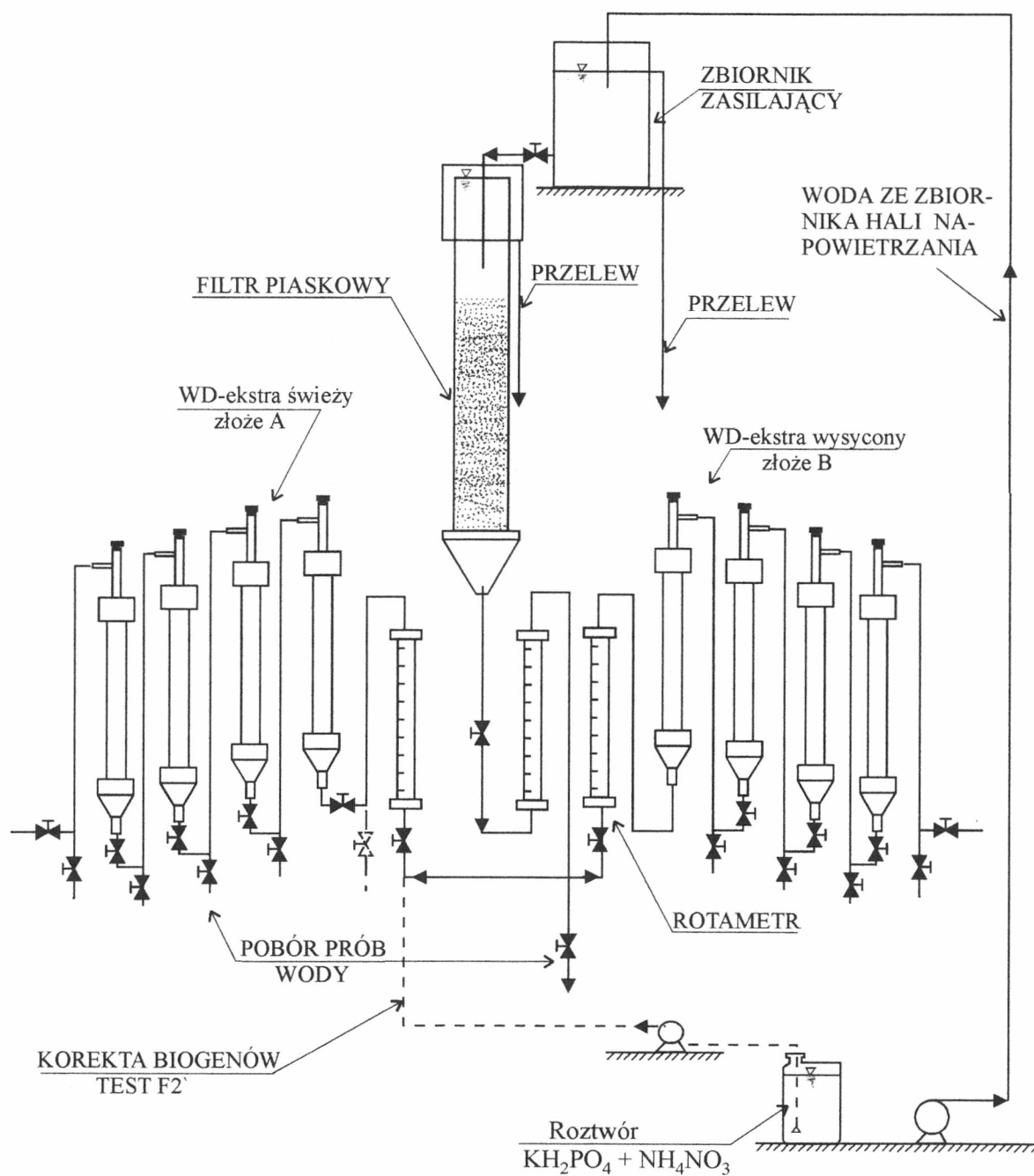
2.2.2.5. Test F2'

W teście F2', po ostatecznym zrównaniu się parametrów odpływów ze złoż świeżego oraz wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra w fazie *plateau* (Test F2), przystąpiono do wspomagania procesu biologicznego dawkowaniem pożywki do jednego z układów (A). Zabieg ten miał na celu uzupełnienie ewentualnego niedoboru mineralnych źródeł azotu lub fosforu. Źródło azotu stanowił azotan amonu (NH_4NO_3) fosfor zaś pochodził z kwaśnego fosforanu potasowego (KH_2PO_4). Oba wymienione związki chemiczne są standardowo stosowane jako składniki pożywek [85]. Pożywkę w zbiorniku zasilającym odświeżano w odstępach czasu nie większych niż 48 godzin. Zapobiegło to nadmiernemu wzrostowi bakterii w samym roztworze pożywki.

W dalszym etapie testu F2', chcąc oszacować wartość frakcji BRWO, przystąpiono do stopniowego zwiększania czasu kontaktu ze złożami węgla aktywnych, poprzez zmniejszanie prędkości filtracji - kolejno do 4 m/h i do 2 m/h. Czas pracy układów przy poszczególnych prędkościach filtracji był nie krótszy niż 3 tygodnie. Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rysunku 17, a podstawowe parametry kolumn i złoż filtracyjnych oraz warunki ich zasilania zebrano w tabeli 9. Eksperyment trwał 64 dni.



Rysunek 16. Schemat stanowiska badawczego - TEST F1.



Rysunek 17. Schemat stanowiska badawczego - TEST F2.

Tabela 9. Parametry kolumn i złoż węgli aktywnych.

Wypełnienie Parametr, jednostka	Piasek	TEST F1		TEST F2 WD-ekstra świeży oraz wysycony	TEST F2' WD-ekstra, woda z korektą i bez korekty biogenów
		WD-ekstra	PICABIOL		
1	2	3	4	5	6
Woda zasilająca, -	woda infiltracyjna po napowietrzeniu	woda infiltracyjna po napowietrzeniu, odżelazieniu i odmanganieniu na filtrze piaskowym			
Kierunek przepływu, -	z góry ku dołowi	z dołu ku górze			
Średnica kolumny, m	0,1	0,03			
Wysokość kolumny, m	2,5	0,4			
Liczba kolumn, -	1	3		4	
Wysokość warstwy, m	1,50	0,20		0,25	
Liczba warstw, -	1	3		4	
Objętość warstwy, m ³	0,0118	0,000141		0,0001767	
Objętość złoża, m ³	0,0118	0,000423		0,0007068	
Prędkość filtracji, m/h	0,36 ÷ 1,07	6		6	2 ÷ 6
Wydajność, m ³ /h	0,0028÷0,0084	0,0042		0,0042	0,0014÷0,0042
Wysokość warstwy w ekspansji, m	-	0,20	0,23	0,25	
Wielkość ekspansji, %	-	0	15,0	0	
Czas kontaktu ze złożem w spoczynku, min.	56 ÷ 167	0 ÷ 0,2 m - 2,0 0 ÷ 0,4 m - 4,0 0 ÷ 0,6 m - 6,0		0 ÷ 0,25 m - 2,5 0 ÷ 0,50 m - 5,0 0 ÷ 0,75 m - 7,5 0 ÷ 1,00 m - 10,0	0÷0,25 m - 2,5÷7,5 0÷0,50 m - 5,0÷15 0÷0,75 m - 7,5÷22,5 0÷1,00 m - 10÷30
Czas kontaktu ze złożem w ekspansji, min.	-	j.w.	0 ÷ 0,23 m - 2,3 0 ÷ 0,46 m - 4,6 0 ÷ 0,69 m - 6,9	j.w.	j.w.

2.3. WYKORZYSTANE METODY ANALITYCZNE

Zakres oraz częstość analiz składu wody wykonywanych po kolejnych etapach procesu

(testy kolumnowe) uzależniono od wagi poszczególnych parametrów służących do opisu zjawisk zachodzących podczas kontaktu wody z granulowanym węglem aktywnym oraz możliwych szybkości zmian tych parametrów w układzie oczyszczania wody. Do najistotniejszych zjawisk należą adsorpcja i biodegradacja, związane z usuwaniem związków węgla opisywanych wartością wskaźnika OWO (lub RWO). Pozostałymi analizowanymi wskaźnikami były substraty, tj. tlen rozpuszczony, azot amonowy, azot azotanowy, fosforany oraz produkty biodegradacji, tj. dwutlenek węgla, a także azot azotynowy, azot Kjeldahla i fosfor ogólny, niezbędne do zamknięcia bilansu tych związków. Analizy mikrobiologiczne obejmowały oznaczenia ogólnej liczby bakterii psychrofilnych i mezofilnych oraz obserwacje mikroskopowe. Jako typowe domieszki uzdatnianej wody oznaczano zawartość związków żelaza (II) i (III) i manganu. Kontrolowano też pH i temperaturę wody. Węgiel organiczny oraz temperaturę początkowo mierzono codziennie, w dalszych etapach doświadczeń nie rzadziej niż raz w tygodniu. Pozostałe parametry z założenia wyznaczano raz w tygodniu. W testach porcjowych analizowano tylko OWO zgodnie z założonym harmonogramem poboru prób. Wykaz metod analitycznych stosowanych w fizyczno-chemicznych badaniach wody zawarto w tabeli 10.

Oznaczenia kolorymetryczne wykonano na spektrofotometrze UV VIS 1202 SHIMADZU przy długości drogi świetlnej 5 cm. Ogólny węgiel organiczny oznaczano metodą termiczną na analizatorze TOC-5050 SHIMADZU. Spalanie próby prowadzono na katalizatorze platynowym w atmosferze tlenu, pod ciśnieniem 0,5 MPa. Oznaczano dwie formy węgla, tj. ogólny węgiel organiczny (OWO) oraz rozpuszczony węgiel organiczny (RWO). Probki do oznaczenia OWO przygotowywano w sposób tradycyjny, wprowadzając sterylnie około 10 cm³ wody do szklanej probówki (mytej kilkakrotnie w mieszaninie chromowej, wodzie redestylowanej oraz przepłukanej badaną próbą) i utrwalając przez zakwaszenie kwasem solnym (1+1) do pH = 2. Zamknięte szczelnie korkiem probówki przechowywano w lodówce w temperaturze 4 °C aż do oznaczenia, przez czas nie dłuższy niż 4 doby. Przed samym oznaczeniem z próbek usuwano węgiel nieorganiczny w postaci CO₂ (pH = 2) przez jego odpędzenie azotem w czasie około 10 minut. Przygotowanie próbek do

oznaczenia RWO różniło się od przygotowania próbek do oznaczenia OWO procedurą wstępnej filtracji, mającej na celu oddzielenie frakcji węgla rozpuszczonego (RWO) od węgla pozostającego w zawieszynie (ZWO). Zgodnie z metodyką [40], do filtracji użyto teflonowych membran o porach 0,45 μm , hydrofilizowanych etanolem, a następnie odpłukiwanych wodą redestylowaną oraz analizowaną próbą. Błąd analizy wynosił $\pm 0,05 \text{ g C/m}^3$.

Niezależnie od analiz fizyczno-chemicznych wody, na koniec każdego eksperymentu kolumnowego pobierano próbki węgla aktywnych i poddawano je obserwacjom mikroskopowym przy użyciu elektronowego mikroskopu skaningowego JSM 5800 LV firmy JEOL. W obserwacjach tych porównano obraz powierzchni ziaren w odniesieniu do wzorcowych, surowych próbek węgla aktywnych. Próbki materiału pokrytego błoną biologiczną, pozostające ponadto w stanie wilgotnym, wymagały specjalnego preparowania, umożliwiającego ich obserwację za pomocą mikroskopu elektronowego. Preparatyka ta polegała na dwugodzinnym utrwaleniu w 2% roztworze aldehydu glutarowego w buforze kakodylowym, odwadnianiu w tzw. szeregu alkoholowym, tzn. przetrzymywaniu próbek po 30 min. w mieszaninie alkoholu etylowego 99,8% i wody, przy zastosowaniu zmiennych proporcji obu składników i malejącego udziału wody od 1 : 9 do 9 : 1, końcowym dwugodzinnym przebywaniu prób w czystym alkoholu absolutnym oraz pozostawieniu próbek w odkrytych naczynkach w celu odparowania alkoholu [58]. Ponieważ preparaty przeznaczono do obserwacji w mikroskopie skaningowym, nie było potrzeby kontrastowania próbek w roztworach metali ciężkich. Wysuszone preparaty oraz próbki wzorcowe, które - będąc w stanie suchym i bez materiału biologicznego nie wymagały poddawania wyżej opisanej preparatyce - przyklejono do stolików mikroskopowych przy pomocy przewodzącej pasty srebrnej i pokryto warstwą przewodzącą złota stosując do tego celu napylarkę próżniową.

Odpłukane ze złóż osady błony biologicznej oraz zawiesin zatrzymywanych w przestrzeniach międzyziarnowych poddano analizie składu chemicznego oraz obserwacjom w mikroskopie optycznym.

Tabela 10. Wykaz metod analitycznych stosowanych w fizyczno-chemicznych badaniach wody.

Składnik (wskaźnik)	Jednostka	Nazwa metody	Numer normy	Uwagi
1	2	3	4	5
Temperatura	°C	Pomiar temperatury w wodzie i ściekach	PN - 77 C - 04584	Wykorzystano termometr rtęciowy ze skalą Celsjusza o dokładności 0,1°C
pH	-	Oznaczanie pH wód i ścieków o przewodności elektrolitycznej właściwej 10 µS/cm i powyżej metodą elektrometryczną	PN - 90 C - 04540/01	Aparatura: jonometr PX-PROCESSOR PM-600 (TMS ELECTRONICS), ELEKTRODA ZESPOLONA TYPU ESAGP-309 (EUROSENSOR Gliwice)
Tlen rozpuszczony	gO ₂ /m ³	Oznaczanie tlenu rozpuszczonego - metoda jodometryczna	PN - EN 25813 : 1992 (ISO 5813 : 1983)	
Kwasowość Zasadowość	val/m ³	Oznaczanie kwasowości i zasadowości mineralnej i ogólnej metodą miareczkowania wobec wskaźników	PN - 90 C - 04540/03	W oparciu o oznaczenie kwasowości obliczano zmiany stężenia CO ₂ . Wymagało to zwiększenia dokładności miareczkowania, co uzyskano stosując rozcieńczony do stężenia 0,01 n r-r NaOH oraz miareczkując w stosunku do wskazań pH-metru.
Fosforany	gPO ₄ ⁻³ /m ³	Oznaczanie rozpuszczonych ortofosforanów kolorymetryczną metodą molibdenianową z kwasem askorbinowym jako reduktorem	PN - 88 C - 04537/04	Aparatura: spektrofotometr UV VIS 1202 SHIMADZU (λ = 700 nm)
Fosfor ogólny	gP/m ³	Oznaczanie fosforu ogólnego	PN - 91 C - 04537/09	Aparatura: spektrofotometr UV VIS 1202 SHIMADZU (λ = 700 nm). Oznaczano jako stężenie ortofosforanów po mineralizacji
OWO, RWO	gC/m ³	Oznaczanie ogólnej zawartości węgla organicznego	PN-C - 04633-3 St. meth. [40]: metoda nr 5310B	Aparatura: analizator TOC-5050 SHIMADZU. Z powodu braku polskich wytycznych RWO oznaczano zgodnie z procedurą podaną w Standard methods ...” [40] (szczegóły w tekście)

Tabela 10. cd.

Azot amonowy	gN/m ³	Oznaczanie azotu amonowego w wodzie metodą bezpośredniej nessleryzacji	PN-C - 04576-4	Aparatura: spektrofotometr UV VIS 1202 SHIMADZU ($\lambda = 410$ nm).
Azot azotynowy	gN/m ³	Oznaczanie azotu azotynowego metodą kolorymetryczną z kwasem sulfanilowym i 1-naftyloaminą	<u>PN - 73</u> C - 04576/06	Aparatura: spektrofotometr UV VIS 1202 SHIMADZU ($\lambda = 520$ nm).
Azot azotanowy	gN/m ³	Oznaczanie azotu azotanowego metodą kolorymetryczną z salicylanem sodowym	<u>PN - 82</u> C - 04576/08	Aparatura: spektrofotometr UV VIS 1202 SHIMADZU ($\lambda = 410$ nm).
Azot Kjeldahla	gN/m ³	Oznaczanie azotu ogólnego Kjeldahla	<u>PN - 73</u> C - 04576/12	Aparatura: spektrofotometr UV VIS 1202 SHIMADZU ($\lambda = 410$ nm). Oznaczano jako azot amonowy po mineralizacji metodą Kjeldahla. Azot organiczny obliczano z różnicy stężeń azotu Kjeldahla i azotu amonowego.
Mangan	gMn/m ³	Oznaczanie manganu metodą nadmanganianową	<u>PN - 92</u> C - 04590/02	Aparatura: spektrofotometr UV VIS 1202 SHIMADZU ($\lambda = 525$ nm)
Żelazo	gFe/m ³	Oznaczanie żelaza ogólnego i rozpuszczonego w zakresie 0,02 - 10 mg/dm ³ metodą kolorymetryczną z 1,10 fenantroliną lub 2,2'-dwupirydylem	<u>PN - 73</u> C - 04586/03	Aparatura: spektrofotometr UV VIS 1202 SHIMADZU ($\lambda = 510$ nm)
Ogólna liczba bakterii psychrofilnych (OLB ₂₀)	1/cm ³	Oznaczanie liczby bakterii metodą płytkową	<u>PN - 75</u> C - 04615	
Ogólna liczba bakterii mezofilnych (OLB ₃₇)	1/cm ³	Oznaczanie liczby bakterii metodą płytkową	<u>PN - 75</u> C - 04615	

2.4. APROKSYMACJE DANYCH DOŚWIADCZALNYCH

W pracy dokonano wielu aproksymacji danych doświadczalnych, jak chociażby w wypadku wyznaczania parametrów izotermy adsorpcji czy współczynników równania Michaelisa-Menten. Zastosowano w tym celu metodę Levenberga-Marquardta opartą na minimalizacji wartości parametru statystyki „chi²”. Algorytm wymaga wprowadzenia:

- współrzędnych punktów doświadczalnych,
- formuły aproksymującej dane, którą w najprostszym przypadku jest równanie funkcji,
- parametrów początkowych,
- wartości poziomu ufności (przyjęto standardową wartość 0,95).

Jeśli poprawnie założono parametry początkowe, to algorytm Levenberga-Marquardta jest zbieżny i prowadzi do obniżenia wartości parametru statystyki „chi²” po każdej iteracji.

Jako wynik każdej aproksymacji podano podstawowe parametry statystyczne:

- parametr statystyki „chi kwadrat”, χ^2
- współczynnik korelacji, R
- współczynnik determinacji, r^2

oraz wartości wyznaczonych parametrów równania wraz z odchyleniami.

3. ANALIZA I DYSKUSJA WYNIKÓW

3.1. OGÓLNE WŁAŚCIWOŚCI STOSOWANYCH W BADANIACH WĘGLI AKTYWNYCH

Podstawowe informacje o stosowanych w badaniach węglach aktywnych przedstawiono w rozdziale 2.1.2., a ich ogólne charakterystyki zawarto w tabeli 8. Niektóre z właściwości tych adsorbentów, mające wpływ na uzyskane wyniki i ich możliwe interpretacje wymagają kilku zdań komentarza.

Zasadnicza różnica w budowie obu materiałów uwarunkowana jest sposobami ich wytwarzania. Ciężar suchego ziarna węgla WD-ekstra (718 kg/m^3) jest zdecydowanie wyższy od ciężaru węgla PICABIOL ($441,1 \text{ kg/m}^3$), który zawiera w swej strukturze większą objętość wolnych przestrzeni (PICABIOL - $1,448 \text{ cm}^3/\text{g}$, WD-ekstra - $0,996 \text{ cm}^3/\text{g}$), co widoczne jest wyraźnie w obrazie powierzchni obu adsorbentów (fot. 1-2). Również gęstość nasypowa obu materiałów w stanie suchym różni się wyraźnie (WD-ekstra - 460 kg/m^3 , PICABIOL - 265 kg/m^3). Węgiel PICABIOL ma zdolność do wchłaniania wilgoci z powietrza przez co gęstości nasypowe obu adsorbentów w stanie powietrznie suchym nie różnią się już tak bardzo (WD-ekstra - 462 kg/m^3 , PICABIOL - 423 kg/m^3). Hydratyzowanie obu materiałów prowadzi do zmiany parametrów ciężaru właściwego (WD-ekstra - 1433 kg/m^3 , PICABIOL - 1080 kg/m^3) oraz gęstości nasypowej (WD-ekstra - 917 kg/m^3 , PICABIOL - 648 kg/m^3). Po uwodnieniu różnice tych cech obu adsorbentów są ponownie znaczne.

Między innymi skutkiem niższego ciężaru właściwego węgiel PICABIOL wykazuje wyższą powierzchnią właściwą, której wartość odnoszona jest do jednego grama masy adsorbentu. Podobnie będzie w wypadku oceny właściwości adsorpcyjnej wyrażonych parametrem „x”, czyli wartością masy adsorbentu w jednostce masy adsorbentu. Zwraca się tu uwagę na możliwości błędnego wnioskowania co do przewagi jednego węgla aktywnego nad drugim, gdyby miała ona wynikać głównie z różnic gęstości. Stosowane w praktyce adsorbenty pracują bowiem w oparciu o objętość a nie masę wypełniającego je złoża.

Skutkiem różnic w ciężarze właściwym uwodnionego ziarna WD-ekstra i PICABIOL będzie większa zdolność do ekspansji złoża tego drugiego węgla, co ma istotne znaczenie w wypadku filtrów zasilanych od dołu. W tym względzie różnica pomiędzy obydwoma adsorbentami jest bardzo znaczna, ponieważ ciężar właściwy węgla WD-ekstra jest większy od ciężaru właściwego wody wypełniającej filtr o 45%, natomiast w przypadku PICABIOL zaledwie o 8%.

3.2. PORÓWNANIE WŁAŚCIWOŚCI ADSORPCYJNYCH WYBRANYCH GWA W OPARCIU O WYNIKI PRÓB PORCJOWYCH

Badania właściwości adsorpcyjnych węgli aktywnych WD-ekstra i PICABIOL wykonano w testach A1, A2 i A3 zgodnie z metodyką opisaną w rozdziale 2.3.1. Bezpośrednie wyniki pomiarów zawarto w tabelach 11-13 oraz zobrazowano na wykresach (rys. 18-25).

W oparciu o powyższe dane wyznaczono współrzędne punktów izotermy adsorpcji Langmuira (S_R , x), zgodnie z zasadą przedstawioną na rysunku 4. Wymagało to aproksymacji danych doświadczalnych, które obrazowały zmieniające się w czasie stężenie RWO w próbce wody kontaktującej się z określoną dawką węgla aktywnego. Do aproksymacji wybrano funkcję w postaci:

$$S = A - B \cdot \ln(t_k + C) \quad (3.1)$$

S - stężenie RWO w roztworze, gC/m^3

t_k - czas kontaktu wody z węglem aktywnym, h

która najlepiej (spośród kilkunastu wstępnie wytypowanych przebiegów) przybliżała położenie punktów eksperymentalnych. Równania stycznych do krzywej (3.1) w punkcie początkowym ($t_k = 0$) oraz końcowym ($t_k = 336$ h) wyznaczono na podstawie współczynnika kierunkowego (który jest pochodną funkcji (3.1) w punkcie) oraz współrzędnych, początkowego oraz końcowego punktu krzywej. Analitycznie określono równanie dwusiecznej stycznych oraz punkt przecięcia dwusiecznej z krzywą (3.1), którego współrzędna stężeniowa odpowiada wartości stężenia równowagowego (S_R). Wartość pojemności sorpcyjnej obliczono ze wzoru:

$$x = \frac{S_0 - S_R}{D_w} \quad (3.2)$$

S_0 - początkowe stężenie RWO, gC/m^3

S_R - stężenie równowagowe RWO, gC/m^3

D_w - dawka węgla, g/dm^3

x - pojemność sorpcyjna odpowiadająca stężeniu równowagowemu (S_R), mgC/g

Pełną analizę danych zgodną z przedstawionym powyżej schematem zawarto w tabelach 14-21. Wyznaczone współrzędne punktów izotermy (S_R , x) naniesiono na wykresy

(rys. 26-33) i aproksymowano przy pomocy zależności stanowiącej modyfikację równania izotermy Langmuira (1.20):

$$x = \frac{x_m \cdot b \cdot (S_R - S_x)}{1 + b \cdot (S_R - S_x)} \quad (3.3)$$

S_x - przesunięcie izotermy, gC/m³

Konieczność wprowadzenia parametru przesunięcia izotermy (S_x) spowodowana jest występowaniem w badanej wodzie frakcji RWO niepodatnej na adsorpcję. Zabieg ten umożliwia dalsze posługiwanie się wskaźnikiem RWO pomniejszonym o wartość „ S_x ” jako miarą stężenia adsorbentu niezależnie od przyczyn leżących u podstaw występowania organicznej frakcji niesorbowalnej.

Przebiegi otrzymanych w testach porcjowych A1, A2 i A3 izoterm adsorpcji pokazano na wykresach (rys. 26-33), a ich podstawowe parametry zebrano w tabelach 22-23. We wszystkich próbach statycznych wyznaczone współczynniki izoterm świadczą o przewadze węgla aktywnego PICABIOL. Dla dawki węgla określonej w stanie powietrznie suchym wskaźnik pojemności monowarstwy „ x_m ” waha się, w zależności od warunków doświadczenia, dla węgla PICABIOL od 0,25 do 0,43 mgC/g, a dla WD-ekstra od 0,16 do 0,40. Podobnie dla dawki węgla określonej w stanie zhydratyzowanym wartość ta mieści się w przedziale 0,16 do 0,28 mgC/g dla PICABIOL oraz 0,08 do 0,20 mgC/g dla WD-ekstra.

Trzeba tu nadmienić, że parametr „ x_m ” wyznaczony w testach A1-A3 *de facto* nie jest pojemnością monowarstwy. W przeprowadzonych doświadczeniach próby węgla nie były bowiem wysycane aż do wypełnienia pojemności adsorbentu. Zatem uzyskane wartości współczynników „ x_m ” mogą służyć jedynie do porównywania właściwości, adsorpcyjnych wybranych węgli aktywnych wobec organicznych domieszek badanej wody.

Parametr przesunięcia izotermy (S_x), będący wskaźnikiem wielkości frakcji niesorbowalnej, mieści się w próbach statycznych (A1 i A3) w zakresie 1,63 ÷ 1,98 gC/m³ dla PICABIOL i 2,14 ÷ 2,33 dla WD-ekstra. Jedynie w teście A2, w którym stosowano zróżnicowanie początkowych stężeń adsorbentu, współczynnik S_x wykazuje w wypadku WD-ekstra wartość nieznacznie mniejszą (0,9 gC/m³) niż dla PICABIOL (0,97 gC/m³).

Parametr „ b ” izotermy jest wskaźnikiem jej wypukłości. Im jego wartość jest większa tym większe jest powinowactwo stosowanego węgla aktywnego do zawartego w oczyszczanej wodzie adsorbentu. Wartości współczynnika „ b ” wyznaczone dla prób statycznych nie są już tak jednoznaczne. Przykładowo w teście A1 (dawka węgla w stanie powietrznie suchym) wartość „ b ” wynosi 3,3 m³/gC dla WD-ekstra i 0,59 m³/gC w wypadku PICABIOL. W teście A2 jest odwrotnie, wartość „ b ” dla PICABIOL jest większa

($0,87 \text{ m}^3/\text{gC}$) niż dla WD-ekstra ($0,4 \text{ m}^3/\text{gC}$). Niejednoznaczność otrzymanych wyników w zakresie wartości parametru „b” izotermy może być po części spowodowana stosunkowo dużym błędem jego szacowania, który sięga 100%. W wypadku pozostałych parametrów izotermy błąd szacowania nie przekracza kilku procent (tabela 22 i 23).

W próbach statycznych, których przebieg i wyniki omówiono powyżej, głównym mechanizmem przenoszenia masy adsorbentu jest dyfuzja. W teście A3 wprowadzono element ruchu cieczy, w efekcie którego stężenie adsorbentu jest wyrównywane w całej objętości próby, skraca się droga dyfuzji, a dodatkowym mechanizmem przenoszenia masy jest adwekcja. W tych warunkach efektywność adsorpcji wzrasta, poprawie ulegają wskaźniki zawartości frakcji niesorbowalnej (S_x) oraz pojemności monowarstwy (x_m).

Efekt polepszenia skuteczności adsorpcji przy przejściu z warunków statycznych do warunków dynamicznych nie jest taki sam w wypadku obu stosowanych węgli aktywnych. Przykładowo dla dawek określonych w stanie powietrznie suchym wartość parametru „ x_m ” wzrasta od 0,16 do 0,34 mgC/g w wypadku WD-ekstra oraz 0,25 do 0,34 mgC/g dla PICABIOL. Wartość wskaźnika (S_x) spada odpowiednio od 2,33 do 1,79 gC/m³ oraz od 1,98 do 1,90 gC/m³. Współczynnik izotermy „b” również ulega obniżeniu od 5,14 do 3,75 m³/gC oraz od 3,04 do 2,34 m³/gC. Jak widać zmiany te są o wiele wyraźniejsze w odniesieniu do węgla aktywnego WD-ekstra i to na tyle, że parametry charakteryzujące jego właściwości prezentują się teraz nieco korzystniej niż w wypadku adsorbentu PICABIOL.

Efekt ten wygląda nieco mniej spektakularnie gdy dawkę węgla określamy w stanie zhydratyzowanym (rys. 32 i 33), chociaż ogólne tendencje są oczywiście takie same. Nie należy tu też zapominać o istotnym zagadnieniu interpretacyjnym poruszonym w rozdziale 3.1. Odnoszona do masy węgla wielkość frakcji zaadsorbowanej (x), w bezpośredniej ocenie, preferuje adsorbenty o niskim ciężarze właściwym i małej gęstości nasypowej, a więc PICABIOL. Chcąc wyeliminować ten dodatkowy aspekt sprowadzono adsorpcję na węglu PICABIOL do parametrów gęstości węgla WD-ekstra i uzyskane w ten sposób dodatkowe izotermy umieszczono na rysunkach 32 i 33. Porównanie kształtów izoterm potwierdza dużo większy pozytywny wpływ przenoszenia adwekcyjnego w adsorpcji na węglu WD-ekstra, sugeruje też możliwość uzyskiwania znacząco lepszych efektów pracy kolumny węgla aktywnego WD-ekstra w warunkach przepływowych, w zestawieniu z węglem PICABIOL.

Wydaje się, iż jak dotychczas nie przywiązuje się stosownej wagi do parametru ciężaru właściwego adsorbentu. Podstawowym wskaźnikiem brany pod uwagę przy ocenie węgli aktywnych, podkreślanym również przez producentów jest powierzchnia właściwa.

Pomijanie znaczenia ciężaru właściwego widoczne jest chociażby w powszechnym przekonaniu o wyższości węgla aktywnych produkowanych na bazie węgla drzewnego lub surowców roślinnych, kiedy w rzeczywistości dopiero uwzględnienie parametrów ich gęstości (która zazwyczaj bywa niska) weryfikuje słuszność tych opinii. Większość bowiem rozwiązań procesu adsorpcji opiera się na objętości a nie na masie adsorbentu. Możliwe jest ponadto określanie pojemności sorpcyjnej odnoszonej do objętości węgla i choć nie jest to obecnie podejście standardowe to w wielu wypadkach byłoby ono uzasadnione.

Podsumowanie

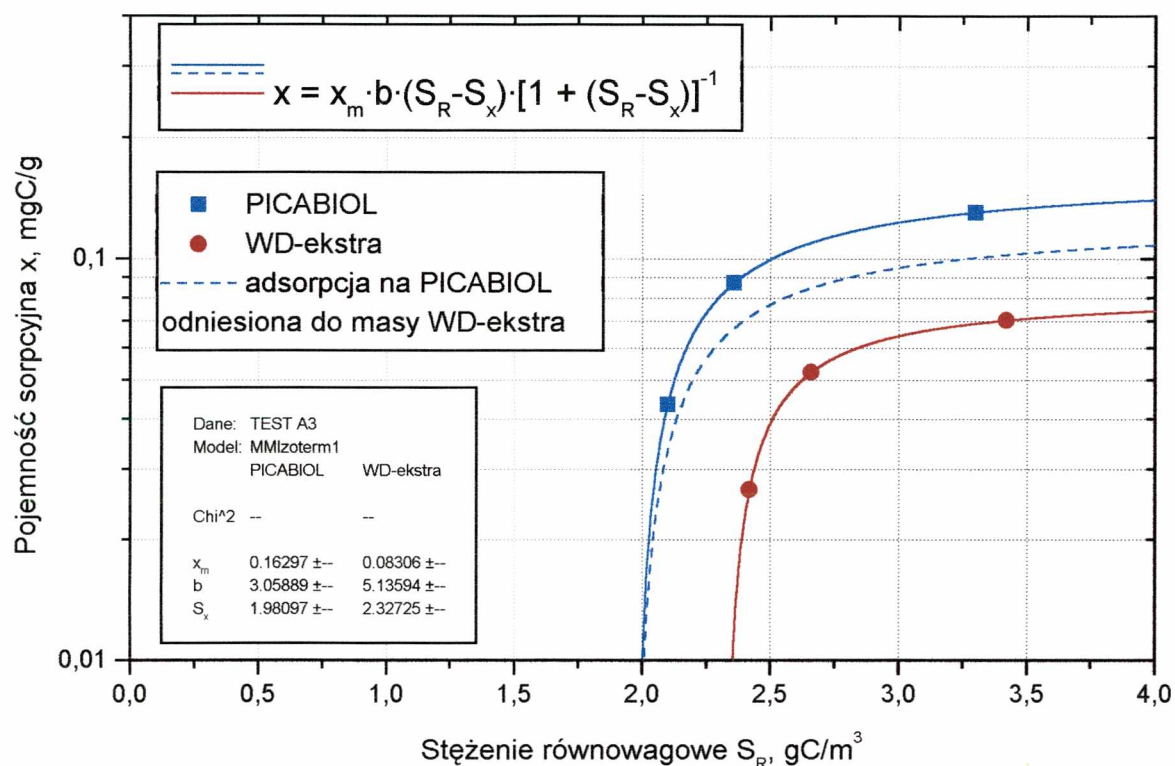
Porównanie właściwości adsorpcyjnych węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL opisanych zmodyfikowaną formułą izotermy adsorpcji Langmuira wskazuje na nieznaczną przewagę węgla PICABIOL w przypadku próby statycznej (przenoszenie dyfuzyjne) oraz zdecydowaną poprawą efektywności adsorpcji przy przejściu od warunków statycznych do dynamicznych (przenoszenie dyfuzyjne i adwekcyjne) w wypadku węgla WD-ekstra. Po uwzględnieniu gęstości obu adsorbentów sugeruje się możliwość uzyskiwania znacząco lepszych efektów pracy kolumny węgla aktywnego WD-ekstra w warunkach przepływowych, w porównaniu z węglem PICABIOL.

Tabela 23. Porównanie parametrów izoterm adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL
wyznaczonych w próbach porcjowych - TESTY: A1, A2, A3 - wartości „x”
odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym.

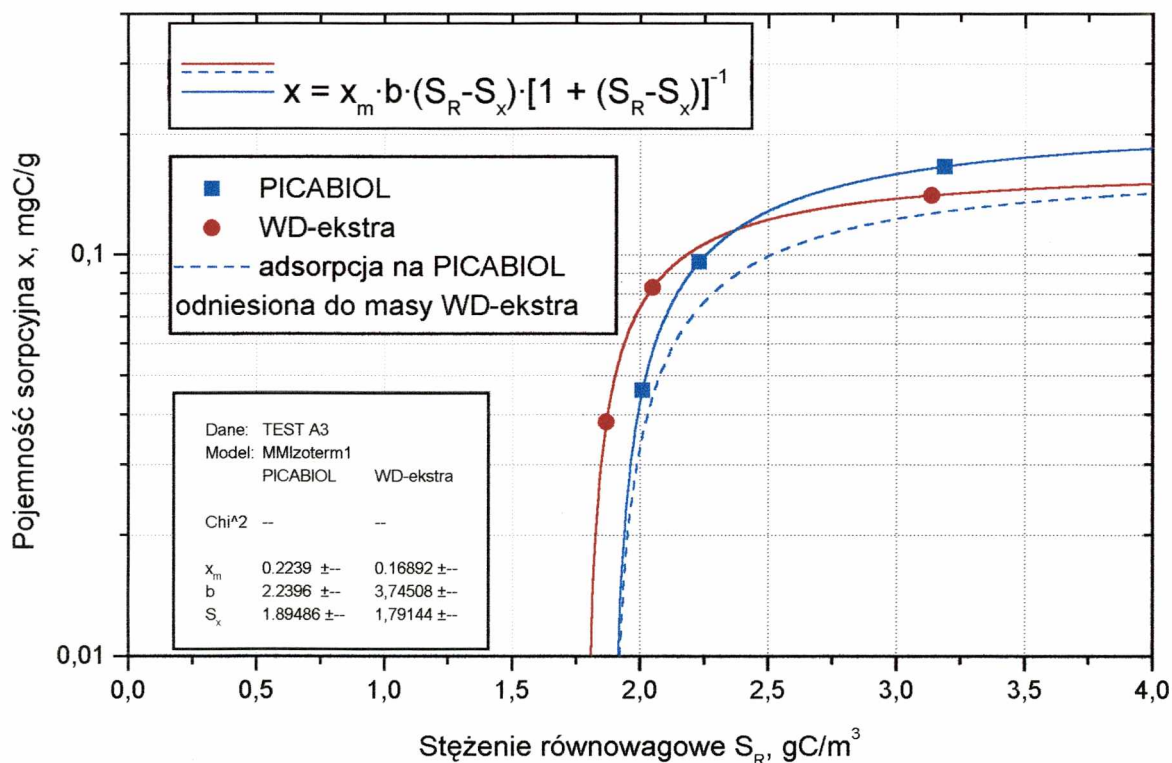
Źródło danych	WD-ekstra			PICABIOL		
	S _x	x _m	b	S _x	x _m	b
-	gC/m ³	mgC/g	m ³ /gC	gC/m ³	mgC/g	m ³ /gC
1	2	3	4	5	6	7
TEST A1	2,15439 ± 0,0922	0,10877 ± 0,01899	3,72206 ± 2,96997	1,6775 ± 0,22626	0,28013 ± 0,12675	0,59237 ± 0,59235
Parametry statystyczne	chi ² = 0,00006 R = 0,97246 r ² = 0,94568			chi ² = 0,00006 R = 0,98899 r ² = 0,97810		
TEST A2	0,90607 ± 0,03724	0,19958 ± 0,02326	0,40699 ± 0,0875	0,97499 ± 0,16624	0,19883 ± 0,08298	0,87194 ± 0,89392
Parametry statystyczne	chi ² = 1,4329 x 10 ⁻⁶ R = 0,99974 r ² = 0,99949			chi ² = 0,00002 R = 0,98661 r ² = 0,97339		
TEST A3 - warunki statyczne	2,32725 ± -	0,08306 ± -	5,13594 ± -	1,98097 ± -	0,16297 ± -	3,05889 ± -
Parametry statystyczne	chi ² = 0*			chi ² = 0*		
TEST A3 - warunki dynamiczne	1,79144 ± -	0,16892 ± -	3,74508 ± -	1,89486 ± -	0,2239 ± -	2,2396 ± -
Parametry statystyczne	chi ² = 0*			chi ² = 0*		
Postać równania izoterm	$x = \frac{x_m \cdot b \cdot (S - S_x)}{1 + b \cdot (S - S_x)}$					

S_x - przesunięcie izoterm
* - aproksymacja w oparciu o trzy punkty

Rysunek 32. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych
- TEST A3 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym.



Rysunek 33. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach dynamicznych
- TEST A3 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym.



3.3 ANALIZA PRACY WYBRANYCH WĘGLI AKTYWNYCH W UKŁADZIE PRZEPŁYWOWYM – TEST F1

W obrazie krzywej przebiecia kolumny adsorpcyjnej (izoplany) można wyróżnić przynajmniej trzy charakterystyczne obszary (rys. 9). Z pierwszym z tych obszarów mamy do czynienia tylko wtedy, gdy wysokość złoża jest większa od wysokości frontu sorpcji. Wówczas izoplana ma charakter funkcji stałej, której wartość opisuje możliwą, w danych warunkach, skuteczność adsorpcji. Po przekroczeniu czasu ochronnego działania warstwy adsorbentu izoplana staje się funkcją rosnącą, a po wyczerpaniu pojemności sorpcyjnej przyjmuje ponownie postać funkcji stałej. Pierwsze dwa obszary nazywane bywają fazą adsorpcji, trzeci zaś fazą *plateau*. W fazie adsorpcji dominującym mechanizmem usuwania RWO jest właśnie adsorpcja, zaś w fazie *plateau* przeważają procesy biochemiczne. Wartości przyjmowane przez punkty izoplany w fazie *plateau* świadczą o udziale frakcji RWO podatnej na biodegradację.

Przebieg krzywej w pełnym zakresie jej zmienności dobrze opisuje równanie wykładnicze zaproponowane przez Carlsona [55], zmodyfikowane z uwagi na potrzebę uwzględnienia czasu ochronnego działania warstwy:

$$y = y_0 + A \cdot [1 - e^{-k(x-x_0)}] \quad (3.4)$$

- y - względne stężenie RWO w odpływie, S_e/S_0
- y_0 - wartość „ S_e/S_0 ” w czasie ochronnego działania warstwy, -
- x - zmienna niezależna, którą mogą stanowić: czas pracy kolumny [d],
przefiltrowana objętość wody [m^3], krotność wymian objętości złoża [m^3/m^3]
- x_0 - zmienna niezależna opisująca czas ochronnego działania warstwy
- A, k - parametry równania, $0 < A < 1$, $k > 0$

W efekcie przeprowadzonych w układzie przepływowym, porównawczych badań pracy węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL, wykonanych zgodnie z opisem zawartym w rozdziale 2.3.2.3, uzyskano dane do sporządzenia krzywych przebiecia (tab. 24), które następnie aproksymowano funkcją wykładniczą (3.4). Wyniki tych operacji pokazano na wykresach (rys. 34-38).

Analiza otrzymanych izoplan w fazie adsorpcji daje możliwość porównania właściwości adsorpcyjnych obu węgla w stosunku do oczyszczanej wody. Zgodnie z przewidywaniami, opartymi na wynikach prób porcjowych, porównanie to wypada na

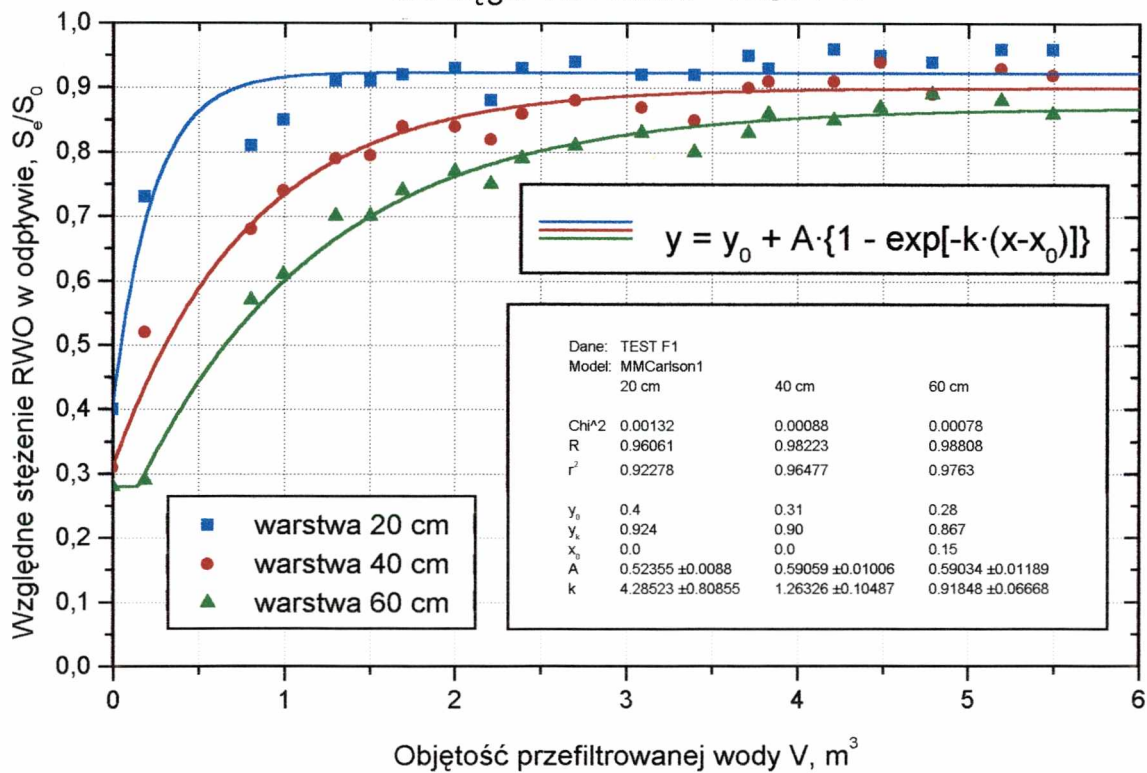
korzystać węgla WD-ekstra. W obszarze ochronnego działania warstwy (do 440 wymian objętości złoża) usuwa on ponad 70% RWO. PICABIOL usuwa w tym czasie mniej niż 50% RWO, przy czym złożo o wysokości 0,6 m jest niższe od wysokości frontu sorpcji, co uniemożliwia poznanie wartości frakcji niesorbowlanej. W odniesieniu do węgla WD-ekstra wysokość frontu sorpcji oceniono na około 0,5 m, a wielkość frakcji niesorbowlanej na $1,3 \text{ gC/m}^3$, co stanowi blisko 30% RWO. Należy podkreślić, iż odnotowana w teście wartość frakcji niesorbowlanej jest największa spośród kilku, zmierzonych na przestrzeni roku, mieszczących się w zakresie $0,7\div 1,3 \text{ gC/m}^3$, co przeciętnie stanowi nieco ponad 20% RWO [86].

W obszarze, w którym izoplana opisana jest funkcją rosnącą różnice w obrazie krzywych przebiecia obu węgli aktywnych nie są już tak spektakularne. Ich przebiegi są prawie równoległe, co sugeruje zbliżone tempo wysycania pojemności. Jednak zasadnicza różnica w pojemności obu złóż ukształtowana we wstępnym etapie pracy kolumn GWA utrzymuje się nadal i co zrozumiałe narasta wraz z wysokością złoża. W skrajnym przypadku złoża o wysokości 0,6 m kolumna WD-ekstra osiąga względne stężenie RWO w odpływie na poziomie 0,5 z opóźnieniem około 2000, a na poziomie 0,8 z opóźnieniem 4000 wymian objętości złoża, w stosunku do kolumny wypełnionej węglem PICABIOL. Są to bardzo znaczące różnice.

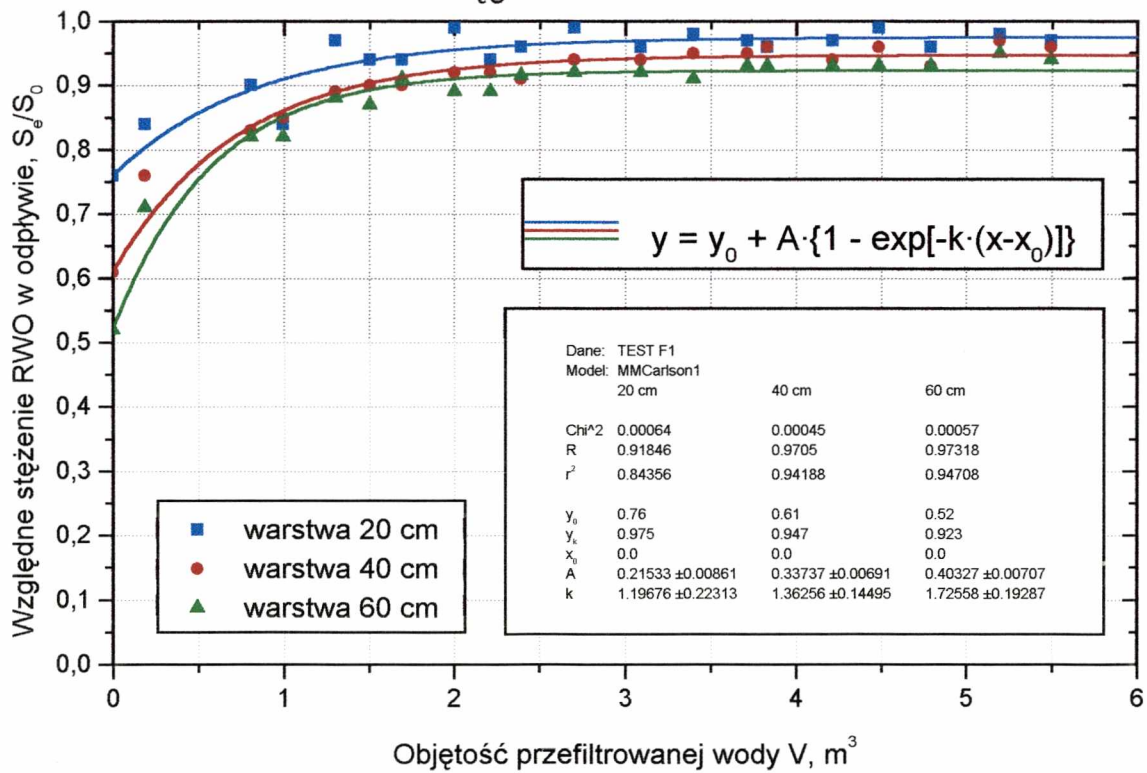
Podobne spostrzeżenia zawarto w pracy [55], w której porównano skuteczność adsorpcji dla węgli PICABIOL i FILTRASORB 300. Wartość frakcji niesorbowlanej w złożu PICABIOL oceniono na 45% RWO, przy czym wysokość warstwy węgla wynosiła 2,0 m. Podobnie też kolejne wartości względnego stężenia RWO w odpływie z kolumny FILTRASORB 300 osiągano z opóźnieniem przynajmniej kilku tysięcy wymian objętości złoża, w stosunku do złoża węgla PICABIOL.

Stopniowe wyczerpywanie pojemności sorpcyjnej prowadzi krzywą przebiecia do stanu *plateau*, w którym usuwanie węgla organicznego nie wykazuje żadnego trendu. Początki stabilizacji odpływu, w zasadzie niezależnie od rodzaju węgla i wysokości warstwy, obserwuje się po przefiltrowaniu 5000 objętości złoża (rys. 36-38). W przedziale od 5000 do 20000 objętości złoża stężenie RWO osiąga ostatecznie wartość stałą, a jej niewielkie wahania wiążą się ze zmiennością dopływu. Ubytek RWO w fazie *plateau* uznawany jest za wartość reprezentatywną dla usuwania domieszek organicznych w wyniku aktywności biologicznej [55, 56, 57]. Nie da się jednak wykluczyć, że również w stanie *plateau* węgle aktywne (w analizowanym przypadku szczególnie węgiel WD-ekstra) mogą usuwać niewielkie ilości RWO w drodze adsorpcji.

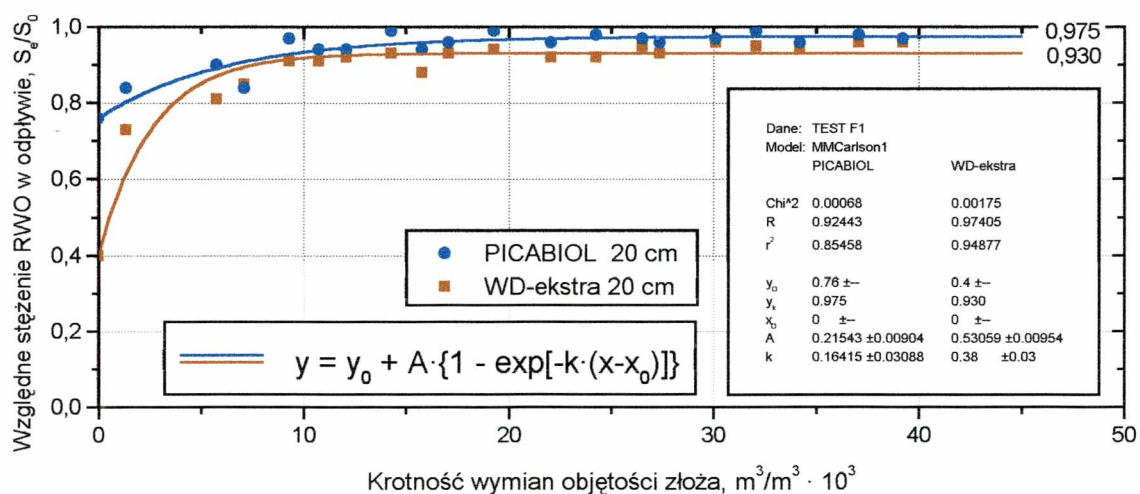
Rysunek 34. Aproksymacje krzywych przebiecia względem objętości przefiltrowanej wody dla węgla WD-ekstra - TEST F1.



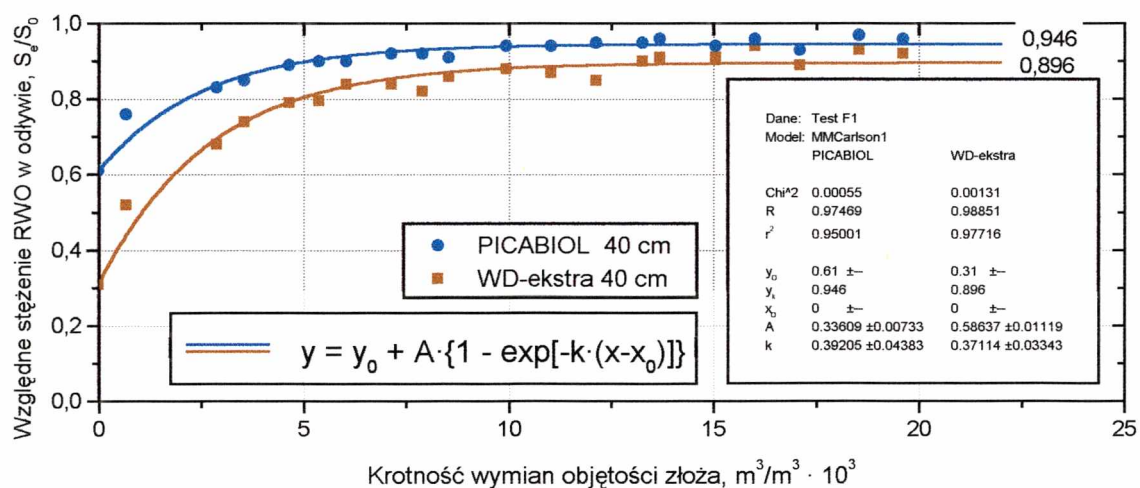
Rysunek 35. Aproksymacje krzywych przebiecia względem objętości przefiltrowanej wody dla węgla PICABIOL - TEST F1.



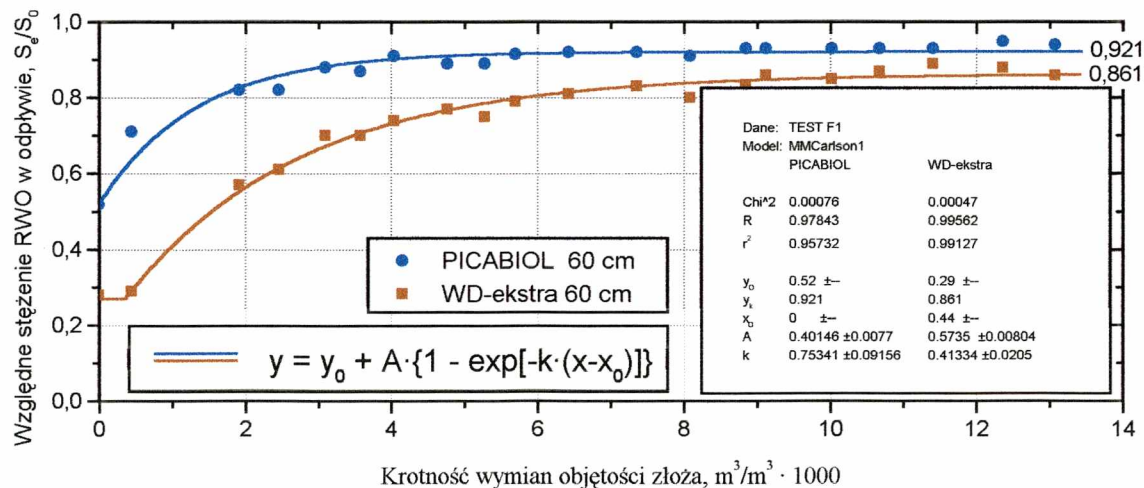
Rysunek 36. Porównanie krzywych przebiecia węgla PICABIOL i WD-ekstra w 20 cm złożu filtracyjnym - TEST F1



Rysunek 37. Porównanie krzywych przebiecia węgla PICABIOL i WD-ekstra w 40 cm złożu filtracyjnym - TEST F1



Rysunek 38. Porównanie krzywych przebiecia węgla PICABIOL i WD-ekstra w 60 cm złożu filtracyjnym - TEST F1



Stała wartość, którą przyjmuje funkcja opisująca izoplanę w fazie *plateau* pozwala na oszacowanie stopnia usuwania RWO na etapie przewagi procesów biochemicznych. W tabeli 25 porównano skuteczność obu węgli aktywnych w tym zakresie.

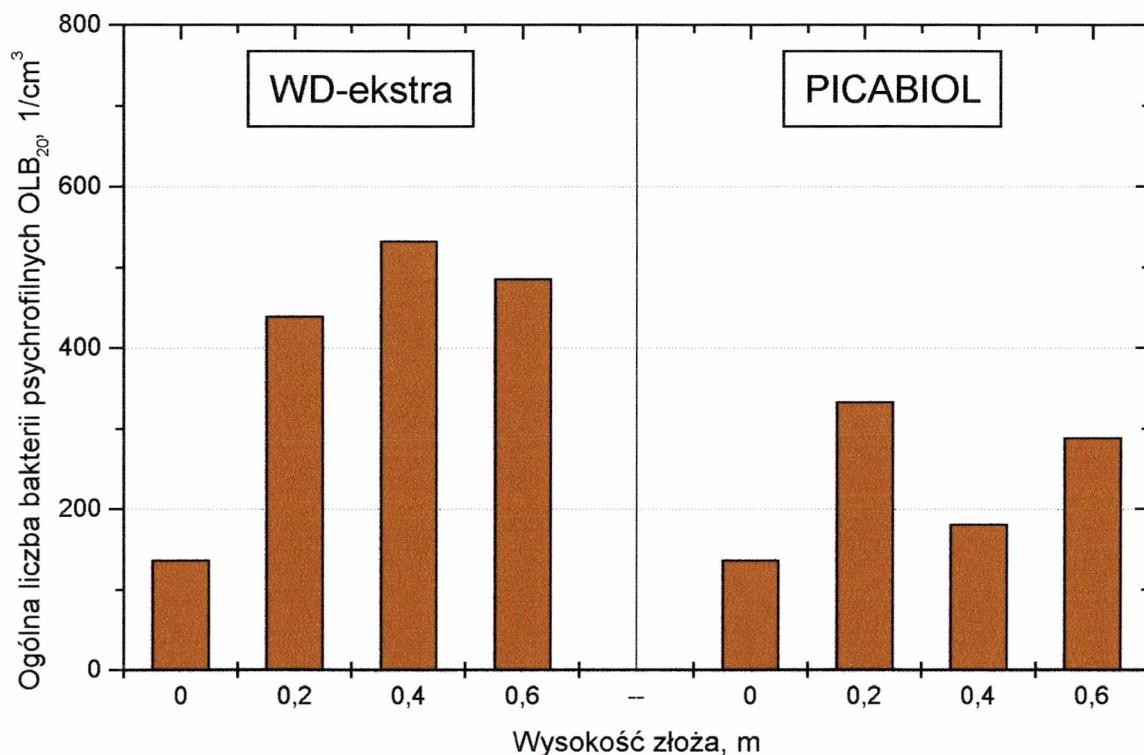
Tabela 25. Stopień obniżenia stężenia RWO w fazie *plateau* pracy złożów węgli aktywnych WD-ekstra i PICABIOL.

Parametr Wysokość warstwy	Stopień obniżenia stężenia RWO w złożu węgla aktywnego	
	WD-ekstra	PICABIOL
m	%	%
1	2	3
0,2	7,0	2,5
0,4	10,4	5,4
0,6	13,9	7,9

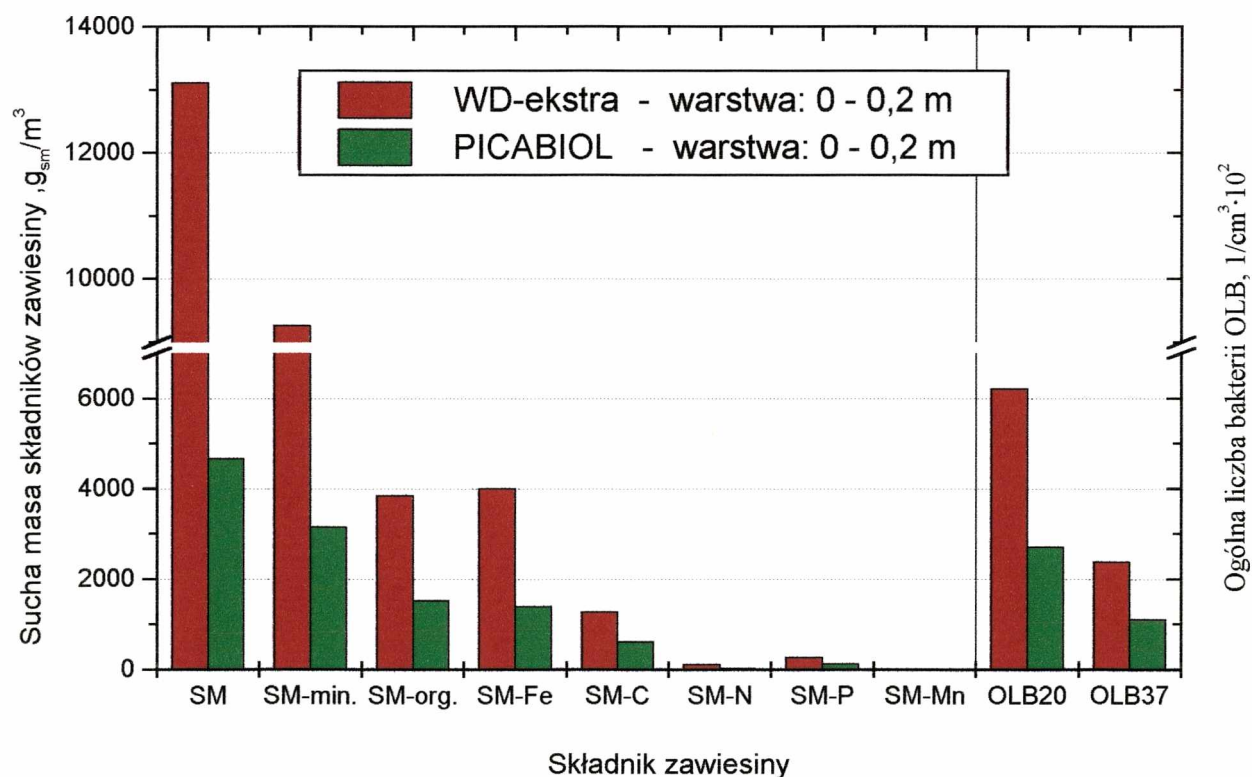
Okazuje się, że nie tylko w fazie adsorpcji ale również w fazie stabilizacji odpływu węgiel WD-ekstra usuwa więcej substancji organicznych ($\sim 0,5 \text{ gC/m}^3$) niż PICABIOL ($\sim 0,28 \text{ gC/m}^3$) i to około dwukrotnie. Tak duża przewaga raczej nie może wynikać tylko z przedłużonego działania adsorpcyjnego węgla WD-ekstra zwłaszcza, że inne parametry wody wskazują na mniejszą aktywność biologiczną kolumny węgla PICABIOL.

Najważniejszy z tych wskaźników to ogólna liczba bakterii psychrofilnych (OLB_{20}), a właściwie jej zmiany podczas filtracji wody przez złoża GWA (tab. 26, rys. 39). W warunkach *plateau* średnia wartość OLB_{20} w dopływie do złożów węgli aktywnych wynosi 137 l/cm^3 , a w odpływie wzrasta do 289 l/cm^3 w wypadku węgla PICABIOL oraz 486 l/cm^3 w wypadku WD-ekstra. Podobnie jest w odpływach z niższych warstw złoża, gdzie w skrajnym przypadku odpływu z warstwy o wysokości 0,4 m wartość OLB_{20} jest dla węgla WD-ekstra prawie trzykrotnie większa niż dla PICABIOL. Ponieważ namnażanie biomasy jest funkcją intensywności przemian biochemicznych należy wnosić, iż przebiegają one sprawniej w złożu węgla aktywnego WD-ekstra.

Rysunek 39. Ogólna liczba bakterii psychrofilnych w odpływie z poszczególnych warstw złóż węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL w warunkach "plateau" - TEST F1.



Rysunek 40. Porównanie suchych mas podstawowych składników chemicznych oraz OLB zawartych w strukturach wypełniających przestrzeń międzyziarnowe złóż węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - masa (lub liczba bakterii) odniesiona do objętości przestrzeni międzyziarnowych - TEST F1



Ubytek tlenu, jednego z podstawowych substratów biodegradacji, potwierdza te przypuszczenia wykazując wartość wyższą podczas filtracji przez złożo węgla WD-ekstra ($0,43 \text{ gO}_2/\text{m}^3$) niż przy filtracji przez PICABIOL ($0,2 \text{ gO}_2/\text{m}^3$). Podane wartości są średnimi dla fazy *plateau* z pomiarów wykonanych przy stabilnej temperaturze filtrowanej wody. Szczegółowe dane zawarto w tabeli 27.

Zmiany stężeń pozostałych biogenów nie dają już tak jednoznacznych wyników. Pobór mineralnych źródeł azotu (NH_4^+ i NO_3^-) jest nawet nieznacznie wyższy dla węgla PICABIOL ($0,18 \text{ gN}/\text{m}^3$) niż dla WD-ekstra ($0,17 \text{ gN}/\text{m}^3$), a ubytek fosforanów ponownie mniejszy w wypadku PICABIOL ($0,006 \text{ gP}/\text{m}^3$) i większy dla WD-ekstra ($0,008 \text{ gP}/\text{m}^3$) (tab. 28 i 29).

Powyższa analiza wskazuje przesłanki wyjaśniające wyższą skuteczność usuwania RWO w fazie *plateau* większą aktywnością biologiczną kolumny węgla WD-ekstra, jednak nie tłumaczy przyczyn tego zjawiska. Można ich szukać w większej intensywności przemian biochemicznych, co jest mało prawdopodobne, gdy oba złoża zasilane są tą samą wodą i gromadzą jakościowo tą samą populację mikroorganizmów, lub też uzasadniać większą ilością biomasy skumulowanej w złożu węgla WD-ekstra, co było by o tyle zaskakujące, że ta właściwość powinna raczej (zgodnie z informacją producenta [78, 79]) cechować węgiel PICABIOL. W literaturze funkcjonuje zresztą pogląd wiążący możliwości kumulowania biomasy w złożu GWA z wielkością powierzchni tzw. "miejsc chronionych", które zabezpieczają immobilizowaną biomasę przed niekorzystnym wpływem czynników zewnętrznych związanych z przepływem strugi cieczy na zewnątrz ziarna [52, 87].

Znane zastosowania filtracji biologicznej w pełnej skali technicznej, oparte na węglu aktywnym PICABIOL, nie dają jednoznacznej odpowiedzi co do możliwej skuteczności procesu w usuwaniu RWO. Funkcjonujące od wielu lat złoża stacji uzdatniania wody Choisy-le Roi (Paryż, Francja) o wysokości zaledwie 1,0 m, zasilane wodą ozonowaną obniżają stężenie RWO o 0,15 do $0,8 \text{ gC}/\text{m}^3$, co przy stosunkowo niskim stężeniu dopływu odpowiada skuteczności 8-40% [71]. Tymczasem znajdujące się w stacji uzdatniania wody „Podolszyce” w Płocku złożo o wysokości 3,0 m, także zasilane wodą ozonowaną, mimo pierwszych obiecujących efektów [88] związanych prawdopodobnie ze znaczną miąższością warstwy, ostatecznie usuwają poniżej 10% RWO [89]. Carlson nie dostrzega istotnych różnic w usuwaniu RWO w fazie *plateau* pracy złożów węgla aktywnych PICABIOL i FILTRASORB 300 oceniając je na około 16% [55].

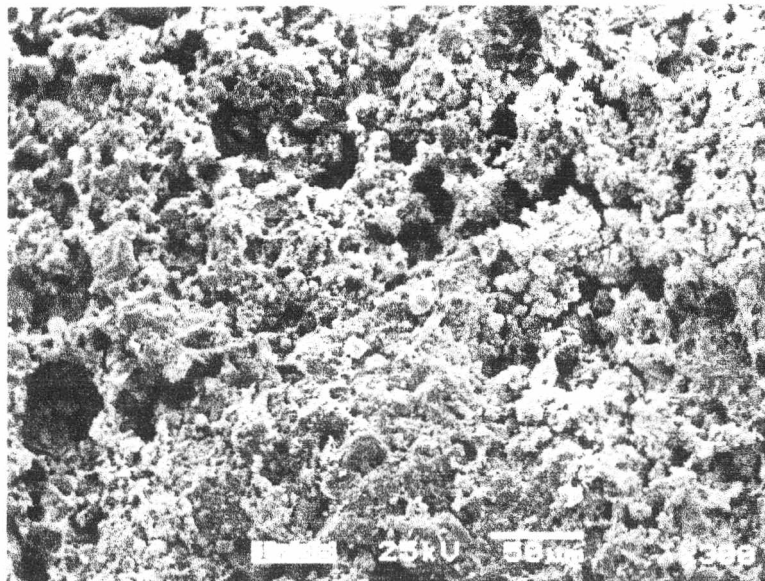
Analiza struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złożów węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL potwierdza przypuszczenie, że różnice w skuteczności usuwania

rozpuszczonego węgla organicznego związane są z wielkością biomasy immobilizowanej na adsorbentach (tab. 32, rys. 40). Procentowe udziały poszczególnych składników zawiesin zgromadzonych w filtrach GWA (analiza dotyczy warstwy złoża z zakresu wysokości 0 - 0,2 m) są w wypadku obu złóż podobne. Zawierają one 70% masy mineralnej i 30% masy organicznej. Głównym składnikiem mineralnym są kłaczkowate wodorotlenki żelaza (blisko 60%), na którym zaadsorbowały się znaczne ilości fosforanów (ponad 2%). Masa, a w szczególności stężenie zawiesin są jednak znacząco większe w złożu węgla WD-ekstra. Stężenie zawiesin w przestrzeniach międzyziarnowych przekracza w dolnych partiach złoża węgla WD-ekstra 13000 g/m^3 , a dla węgla PICABIOL dochodzi do 4700 g/m^3 . Gdy porównać to chociażby z typowymi stężeniami osadu czynnego ($3000\text{-}4000 \text{ g/m}^3$) to obie wartości należy uznać za wysokie.

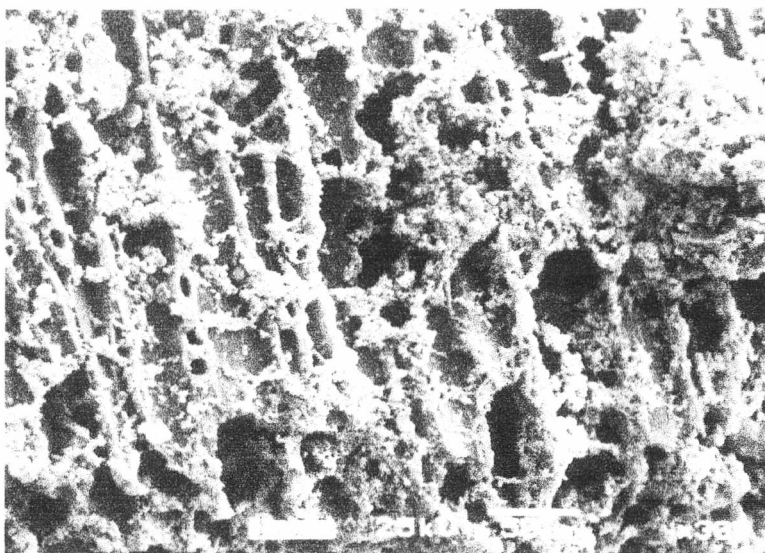
Najważniejszym jednak wskaźnikiem charakteryzującym wielkość biomasy jest ogólna liczba bakterii psychrofilnych, która w przestrzeniach międzyziarnowych GWA osiąga wartości $6,2 \cdot 10^5$ w wypadku węgla WD-ekstra oraz $2,7 \cdot 10^5$ w wypadku węgla PICABIOL, co odpowiada typowym wartościom spotykanym w biologicznie aktywnych filtrach węglowych [56]. Ze względu na różnice w porowatości analizowanych złóż GWA, w porównaniu wielkości biomasy lepiej oprzeć się na bezwzględnych wartościach liczby komórek znajdujących się w warstwie węgla o wysokości 0,2 m. Wartości te, w dopływowych warstwach obu złóż, wynosiły $31,5 \cdot 10^6$ komórek dla WD-ekstra oraz $21 \cdot 10^6$ komórek dla PICABIOL, co ostatecznie wyjaśnia przyczynę wyższej skuteczności węgla WD-ekstra jako podłoża dla biochemicznego usuwania RWO, lecz pozostawia pytanie o powód wyższej kumulacji biomasy, i w ogóle zawiesin, w złożu tego węgla.

Odpowiedzi należy szukać w obrazach mikroskopowych powierzchni obu węgli. Podstawowe różnice w wyglądzie powierzchni surowych węgli opisano w rozdziale 2.1.2. Sprowadzają się one do stwierdzenia znacznej chropowatości zewnętrznej powierzchni ziarna WD-ekstra, kontrastującej z niezwykle gładkością wewnętrznych ścian kapilar PICABIOL oraz rozbudowanej struktury makropor tego ostatniego w porównaniu z nielicznymi formami tego typu w ziarnie WD-ekstra (fot. 1-3).

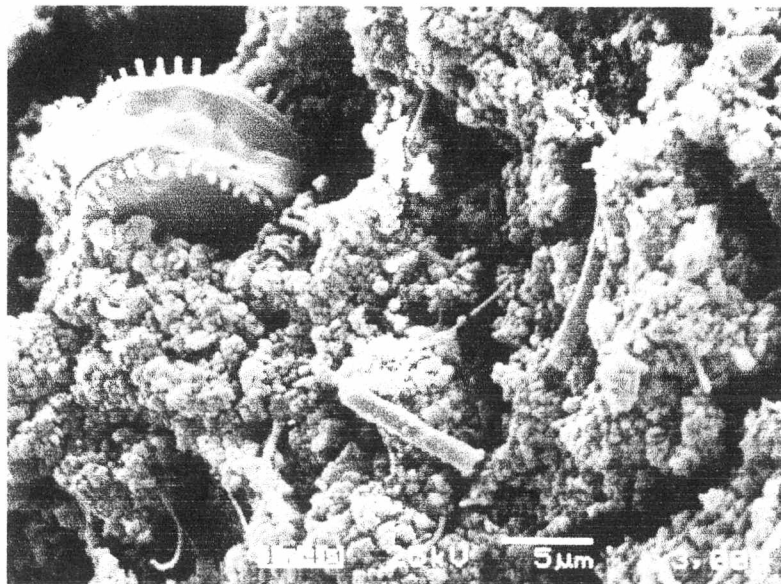
Różnice w obrazie błony biologicznej pokrywającej powierzchnię ziaren obu węgli aktywnych są nie mniej istotne. W wypadku węgla WD-ekstra błona pokrywa całą, zewnętrzną powierzchnię ziarna (fot. 4 i 6), natomiast znaczna część powierzchni węgla PICABIOL (zwłaszcza gładkie, wewnętrzne ściany kapilar) jest odsłonięta, a kolonie mikroorganizmów grupują się na przełomach przegród, gdzie występują większe nierówności podłoża (fot. 5 i 7).



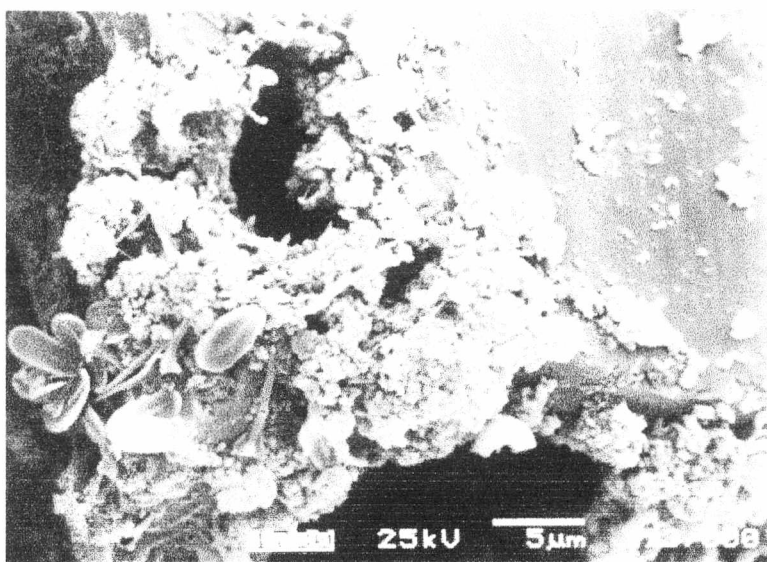
Fot. 4. Obraz błony biologicznej pokrywającej powierzchnię ziarna węgla WD-ekstra (x300).



Fot. 5. Obraz kolonii mikroorganizmów pokrywających powierzchnię węgla PICABIOL (x300).

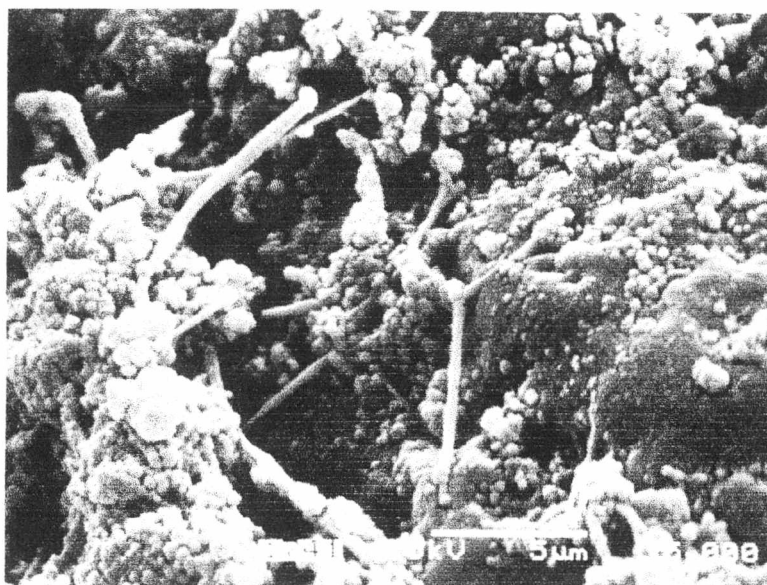


Fot. 6. Zbliżenie całkowicie pokrytej błoną biologiczną powierzchni ziarna węgla WD-ekstra; w lewym górnym rogu pancerzyk okrzemki (x3000).



Fot. 7. Kolonia mikroorganizmów na przełomie przegrody kapilar węgla PICABIOL; w prawym górnym rogu odkryta, gładka powierzchnia wnętrza kapilary (x3000).

Obraz mikroskopowy pokazuje, że błona biologiczna tworzy się tylko na zewnętrznej powierzchni ziarna, i to w miejscach cechujących się pewną chropowatością i nawet wytworzenie przez bakterie typowych sieci pozakomórkowego śluzu polisacharydowego [58] (fot. 8-9) nie pomaga w kolonizacji gładkich powierzchni struktury węgla drzewnego.



Fot. 8. Sieć pozakomórkowego śluzu bakteryjnego pomaga w utrzymaniu biomasy na powierzchni ziarna węgla WD-ekstra (x5000).

Fot. 9. Nici pozakomórkowego śluzu bakteryjnego łączące kolonie mikroorganizmów, osiadłe na obrzeżach kapilary węgla PICABIOL (x6000).



Mikroorganizmy nie zasiedlają też wnętrza makropor węgla PICABIOL, pomimo iż ten typ struktury tworzy znaczną objętość tzw. miejsc chronionych, których obecność powinna sprzyjać rozwojowi biomasy, chroniąc ją przed niekorzystnym działaniem sił związanych z przepływem wody.

Wydaje się, iż mogą być dwie przyczyny kolonizacji mniejszej powierzchni węgla PICABIOL, tj. zbyt gładkie powierzchnie kapilar oraz gorsza dostępność substratów we wnętrzu nieprzepływowch makropor. Być może spośród dwóch skrajnych tez, z których pierwsza mówi, iż wzrost biomasy w złożu węgla aktywnego stymulowany jest ilością miejsc chronionych [87], a druga stwierdza brak zależności aktywności biologicznej od typu węgla aktywnego [90] należało by wskazać trzecią – w kolonizacji złóż GWA liczy się charakter zewnętrznej powierzchni ziarna oraz indywidualne cechy szczepów bakteryjnych obecnych w wodzie. Stwierdzono bowiem, że zdolność tworzenia biofilmu przez bakterie nie wynika tylko z możliwości wytwarzania śluzu, lecz jest ich specyficzną cechą pochodzącą od ich własności fenotypowych, różnych niż dla planktonicznych bakterii tego samego gatunku [91, 92]. Ponieważ do układów oczyszczania wody wraz z prądem wnoszone są głównie bakterie planktoniczne (zawieszone w toni wodnej), to ich zdolność do osadzania się jest z założenia słaba. Większe możliwości zasiedlenia złóż GWA stwarza sztuczna immobilizacja [93].

Zawiesiny zalegające w złożach węgla aktywnych, których ważnym składnikiem jest biomasa odpowiadająca za efekty pracy kolumny w fazie *plateau*. I choć za główny mechanizm zmian składu wody uznaje się procesy biochemiczne, to ogólne właściwości biofilmu nie wykluczają udziału w tych przemianach takich zjawisk jak biosorpcja oraz adsorpcja na mineralnych i organicznych strukturach wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złóż węglowych. Niektóre składniki wody mogą być też zatrzymywane w złożu GWA na zasadzie filtracji. Tak jest w wypadku żelaza (III), które nie ulegając przemianom biochemicznym pozostaje w filtrze stając się z czasem głównym komponentem zalegających w złożu zawiesin.

Poddane obserwacjom w mikroskopie optycznym, struktury wypełniające przestrzenie międzyziarnowe GWA ujawniają inne cechy niż poznany już skład chemiczny i ogólna liczba bakterii. Pojawia się obraz złożonej biocenozy, zawierającej organizmy z różnych poziomów troficznych, od autotroficznych sinic, zielenic i okrzemek, przez heterotroficzne bakterie nitkowate, po organizmy cudzożywne (korzenionózki, wiciowce, orzęski), żerujące na martwej i żywej materii organicznej dwóch pierwszych grup, a nawet robaki obłe należące do wrotków i nicieni (tab. 33).

Podsumowanie

Możliwości adsorpcyjnego usuwania związków organicznych z badanej wody w wypadku węgla WD-ekstra przekraczają 70% RWO, natomiast w wypadku węgla PICABIOL są mniejsze i dochodzą do 50% RWO. Ponadto przebiecie warstwy węgla PICABIOL następuje z wyprzedzeniem 2000 - 4000 wymian objętości złoża w stosunku do warstwy węgla WD-ekstra, co jest różnicą znaczącą.

W fazie *plateau*, dla przyjętych obciążeń i wysokości złóż sorpcyjnych, uzyskano obniżenie RWO o $0,5 \text{ gC/m}^3$ (14%) w wypadku węgla WD-ekstra i $0,28 \text{ gC/m}^3$ (8%) w wypadku węgla PICABIOL. Za przyczynę lepszej pracy złoża węgla WD-ekstra uznano większą ilość biomasy zgromadzonej w przestrzeniach międzyziarnowych tego GWA. Stwierdzono wyraźną, dodatnią korelację pomiędzy ilością zgromadzonych w złożu zawiesin (w tym biomasy) a skutecznością usuwania RWO w fazie *plateau*.

Różnice w możliwościach kumulowania biomasy powiązano z wartością dogodnej do zasiedlenia powierzchni. Za prawdopodobne cechy podłoża sprzyjające immobilizacji uznano występowanie nierówności i chropowatości powierzchni oraz ekspozycję w kierunku substratów niezbędnych do podtrzymywania czynności życiowych mikroorganizmów budujących błonę biologiczną. Zwrócono też uwagę na znaczenie indywidualnych cech mikroorganizmów dla możliwości tworzenia biofilmu.

3.4. ANALIZA PROCESÓW ADSORPCJI I BIODegradACJI W ZŁOŻU GRANULOWANEGO WĘGLA AKTYWNEGO WD-EKSTRA - TESTY: F2 I F2'

Na podstawie wyników testu F1, omówionych w rozdziale 3.3., do szczegółowych badań procesu adsorpcji-biodegradacji wytypowano węgiel aktywny WD-ekstra, który wykazał się większą niż PICABIOL skutecznością usuwania RWO i to zarówno w fazie adsorpcji jak i w fazie *plateau*. Dla potrzeb dokładniejszego opisu procesu zdecydowano o podniesieniu ogólnej wysokości złoża do 1,0 m oraz podzieleniu go na cztery warstwy, każda o wysokości 0,25 m. Z tych samych powodów równolegle do filtracji prowadzonej z wykorzystaniem fabrycznie świeżego GWA uruchomiono taki sam układ wypełniony węglem wstępnie wysyconym w czasie około półrocznej pracy w oparciu o tę samą wodę.

Zabieg ten był kolejną próbą poznania dynamiki generowania aktywności biologicznej w złożu GWA. Pierwsza próba wykonana w ramach testu F1 (o czym wcześniej nie wspomniano) polegała na porównywaniu pracy kolumn węgla aktywnych zasilanych wodą poddaną oraz nie poddaną sterylizacji. Jako czynnika dezynfekującego użyto wówczas promieni UV. Niestety czas, w którym udało się w ten sposób utrzymać sterylność złoża GWA był bardzo krótki, nie przekroczył 4-ch dób. Po tym okresie wyselekcjonowane, przez działanie światła UV, szczepy bakterii pozbawione naturalnej konkurencji poczęły się lawinowo namnażać co całkowicie zakłóciło przebieg doświadczenia. Ponieważ pozbawienie złoża GWA aktywności biologicznej okazało się niemożliwe, postanowiono pozbawić je zdolności adsorpcyjnych wstępnie wysycając węgiel aktywny.

Zasadniczym celem doświadczeń wykonanych w ramach testów F2 i F2' było znalezienie wartości parametrów opisujących proces adsorpcji oraz wskaźników charakteryzujących przemiany biochemiczne w złożu GWA, przy których pomocy uzyskano by obraz pracy kolumny GWA, w postaci symulacji izoplany, obejmującej zarówno fazę adsorpcji jak i fazę *plateau*. Dlatego też zasadnicze doświadczenie poszerzono o eksperyment mający za zadanie praktyczny pomiar frakcji BRWO oraz określenie wpływu zawartości niektórych biogenów na przebieg biochemicznego usuwania RWO (test F2').

Szczegółowy opis doświadczeń wraz ze schematem stanowiska badawczego przedstawiono w rozdziałach 2.3.2.2. i 2.3.2.3.

3.4.1. Opis adsorpcji

W efekcie badań adsorpcji w układzie przepływowym (test F2' - węgiel świeży) uzyskano dane do sporządzenia krzywych przebiegu (tab. 34), opisujących zmienność usuwania RWO w czasie, na różnych wysokościach złoża. Dane te, aproksymowane funkcją wykładniczą (3.4) (rys. 41) posłużyły do wyznaczenia podstawowych parametrów statyki i kinetyki adsorpcji.

3.4.1.1. Parametry statyki adsorpcji

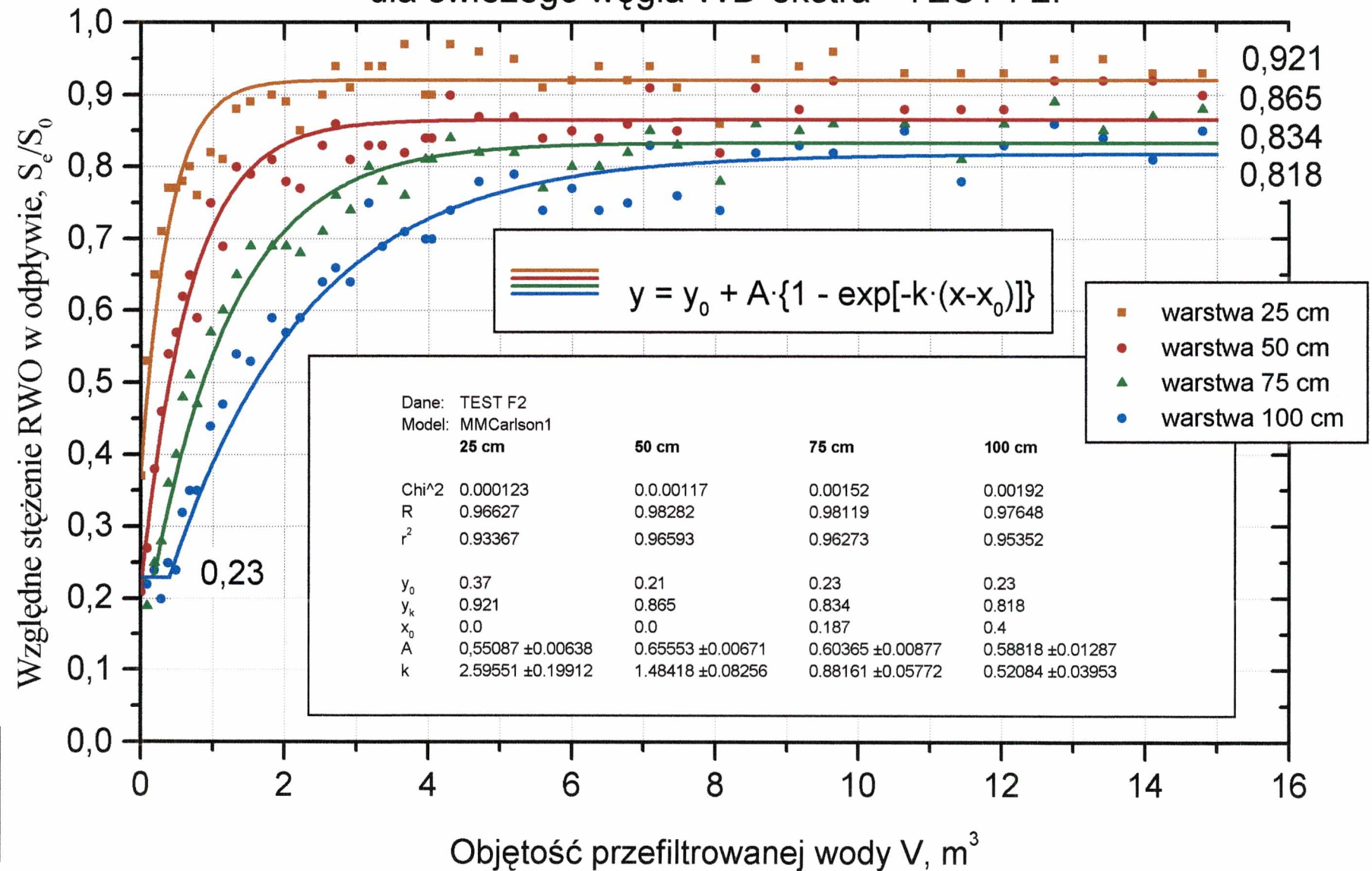
Parametry izotermy adsorpcji Langmuira wyznaczono w oparciu o wyniki doświadczenia przeprowadzonego w układzie przepływowym. Stwierdzono bowiem, że w próbie porcjowej trudno jest zasymulować niektóre czynniki wpływające na równowagę adsorpcyjną w złożu węgla aktywnego zasilanego w sposób ciągły. Niemniej, szacowanie współczynników izotermy oparto na tej samej procedurze co dla prób porcjowych, opisanej w rozdziale 1.4.4.1.

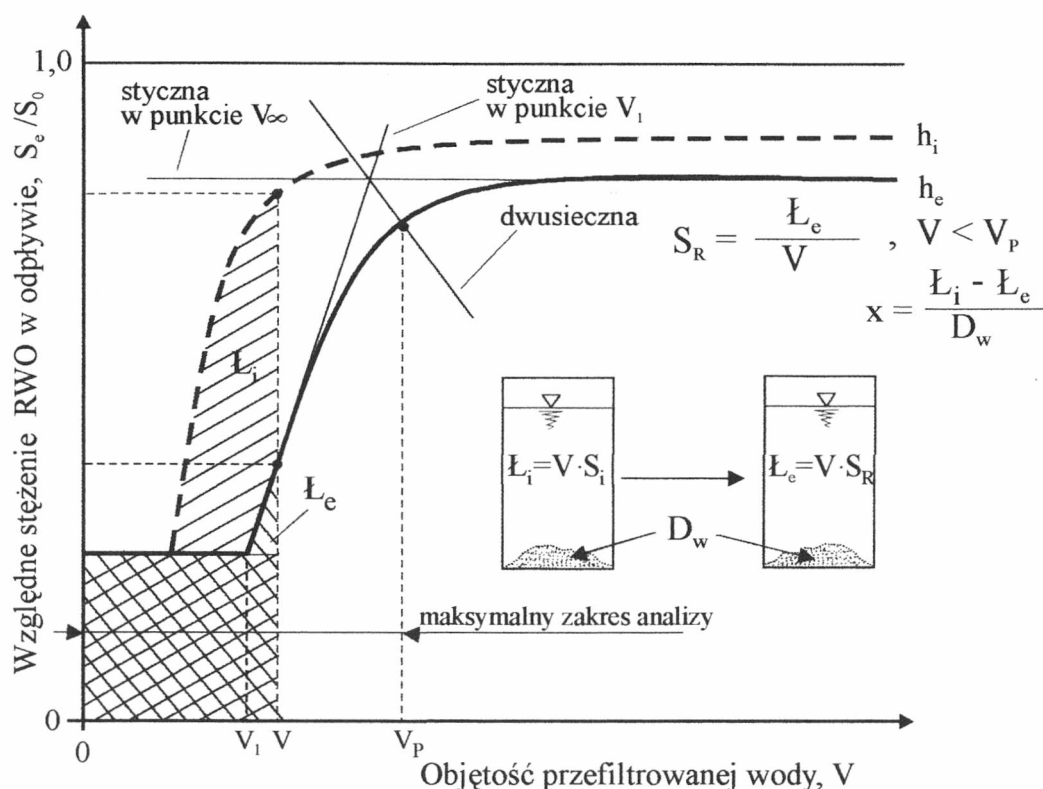
Zasady wyznaczania współrzędnych punktów izotermy (S_R , x) w oparciu o obraz krzywych przebiegu warstw złoża węgla aktywnego pracującego w układzie przepływowym pokazano na rysunku 42. Uznano, że:

- odpowiednikiem objętości próby porcjowej jest przefiltrowana objętość wody,
- odpowiednikiem dawki adsorbentu jest masa adsorbentu w analizowanej warstwie złoża,
- odpowiednikiem stężenia równowagowego (S_R) jest stężenie odpływające z warstwy adsorbentu z przefiltrowaną objętością wody,
- stężenie w fazie adsorbentu (x) jest, podobnie jak w próbie porcjowej, masą adsorbentu zatrzymaną w jednostce masy adsorbentu, w chwili uzyskania stężenia równowagowego.

Ogólna idea podobieństwa układu przepływowego do próby porcjowej (szczegółowo sformułowana powyżej) traktuje układ przepływowy jako próbę porcjową, w której masa warstwy węgla jest dawką adsorbentu, a objętość próby przefiltrowaną objętością wody.

Rysunek 41. Aproksymacje krzywych przebiecia względem objętości przefiltrowanej wody dla świeżego węgla WD-ekstra - TEST F2.





Rysunek 42. Wyznaczanie stężenia równowagowego (S_R) i obliczanie pojemności sorpcyjnej węgla (x) w układzie przepływowym przez analogię do próby porcjowej.

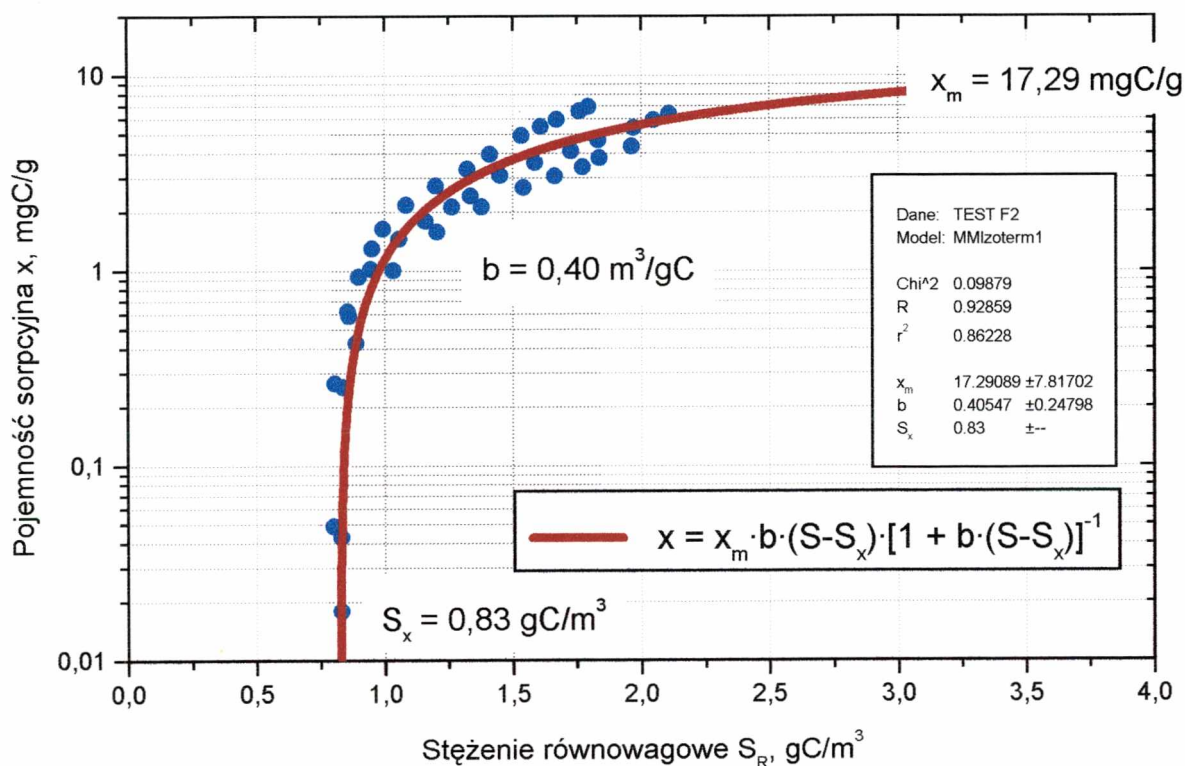
D_w – masa warstwy węgla

L_i – ładunek dopływający do warstwy węgla (D_w) z objętością V

L_e – ładunek odpływający z warstwy węgla (D_w) z objętością V

Na skutek kontaktu pewnej masy węgla aktywnego (dawka adsorbentu – w próbie porcjowej lub masa warstwy złoża – w układzie przepływowym) z określoną objętością i stężeniem roztworu adsorbentu (objętość i stężenie próby porcjowej lub przefiltrowana objętość i stężenie dopływające do warstwy adsorbentu) następuje rozdział adsorbentu pomiędzy fazą stałą i ciekłą. Ilość adsorbentu pozostała w fazie ciekłej (stężenie pozostałe – w próbie porcjowej lub stężenie odpływające z przefiltrowaną wodą – w układzie przepływowym) znajduje się w równowadze i ilością zaadsorbowaną (ubytek adsorbentu podzielony przez dawkę adsorbentu – w wypadku próby porcjowej lub różnica ładunku dopływającego i odpływającego podzielona przez masę warstwy złoża – w wypadku układu przepływowego). Wartość stężenia adsorbentu w fazie roztworu (S_R) oraz w fazie adsorbentu (x) stanowią współrzędne punktów izotermy adsorpcji. Kolejne punkty izotermy obliczane są dla kolejnych objętości filtratu. Określone w ten sposób, dla różnych objętości wody oraz kolejnych warstw, punkty o współrzędnych (S_R , x) powinny leżeć na wspólnej krzywej będącej izotermą adsorpcji.

Rysunek 45. Izoterma adsorpcji na węglu WD-ekstra wyznaczona w układzie przepływowym - TEST F2 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym.



Wyznaczanie parametrów izotermy adsorpcji może być oczywiście oparte tylko na danych pochodzących z tego obszaru pracy kolumny GWA, w którym adsorpcja jest dominującym mechanizmem usuwania RWO. Rozgraniczenia faz adsorpcji oraz *plateau* dokonano zgodnie z zasadą pokazaną na rysunku 42. W oparciu o równania izoplan wyznaczono styczne: w punkcie, w którym izoplana odrywa się od poziomu frakcji niesorbowlanej oraz na poziomie *plateau*. Dwie styczne tych przecina się z krzywą przebiecia w punkcie, który uznano za teoretyczny koniec fazy adsorpcji. W ten sposób, dla poszczególnych warstw złoża ustalono następujące zakresy danych do wyznaczania parametrów izotermy adsorpcji:

warstwa 0,00 ÷ 0,25 m	$V = 0 \div 0,937 \text{ m}^3$
warstwa 0,25 ÷ 0,50 m	$V = 0 \div 1,465 \text{ m}^3$
warstwa 0,50 ÷ 0,75 m	$V = 0 \div 2,280 \text{ m}^3$
warstwa 0,75 ÷ 1,00 m	$V = 0 \div 3,390 \text{ m}^3$

gdzie „V” oznacza objętość filtratu, która stanowi zmienną niezależną równania izoplany. Z analizy wyłączono pierwszą dopływową warstwę złoża (0,0 ÷ 0,25 m), która mieści się

wewnątrz frontu sorpcji, przez co charakteryzuje się stężeniami odpływowymi nieproporcjonalnie wysokimi w stosunku do stężeń w fazie adsorbentu.

Punkty izotermy wyznaczono, zgodnie z opisaną procedurą, na podstawie wartości ładunków RWO dopływających i odpływających z poszczególnych warstw złoża oraz objętości filtratu (rys. 43). Uzyskane wyniki wraz z ich aproksymacją przy pomocy zmodyfikowanego równania izotermy Langmuira (3.3) przedstawiono na rysunku 45. Po uwzględnieniu wyznaczonych iteracyjnie wartości parametrów izotermy jej równanie przyjmuje postać:

$$x = \frac{x_m \cdot b \cdot (S - S_x)}{1 + b \cdot (S - S_x)} = \frac{17,29 \cdot 0,4 \cdot (S - 0,83)}{1 + 0,4 \cdot (S - 0,83)} \quad (3.5)$$

3.4.1.2. Korekta modelu dynamiki adsorpcji wynikająca z modyfikacji równania izotermy Langmuira

Zmiana w formule izotermy Langmuira (1.20) wprowadzająca pojęcie frakcji niesorbowalnej (3.3) pociąga za sobą konieczność stosownej modyfikacji modelu dynamiki adsorpcji przedstawionego w rozdziale 1.4.3.

Dla układu adsorpcyjnego, którego stan dynamicznej równowagi opisany jest równaniem izotermy Langmuira (3.3) i przy wykorzystaniu zmienionej formy opisu linii operacyjnej:

$$x = \frac{x_0}{(S_0 - S_x)} \cdot (S - S_x) \quad (3.6)$$

Równanie profilu stacjonarnego stężeń adsorbentu sprowadza się do zapisu:

$$h = -\frac{v_f + \sqrt{v_f^2 + 4 \cdot D_h \cdot k_g}}{2 \cdot k_g} \cdot \ln \left| \frac{b \cdot (S - S_x)}{1 + b \cdot (S_0 - S_x)} \right| \quad (3.7)$$

Przekształcenie powyższej zależności pozwala na obliczenie minimalnego stężenia odpływowego na początku procesu:

$$S_{\min} = \frac{1 + b \cdot (S_0 - S_x)}{b} \cdot \exp \left(-\frac{2 \cdot k_g \cdot H}{v_f + \sqrt{v_f^2 + 4 \cdot D_h \cdot k_g}} \right) + S_x \quad (3.8)$$

Uwzględnienie występowania frakcji niesorbowalnej wprowadza również zmiany w równaniu Wilsona (1.25) opisującym szybkość migracji profilu stacjonarnego wzdłuż kolumny adsorbentu:

$$u = \frac{v_f \cdot (S_0 - S_x)}{(S_0 - S_x) + x_0 \cdot \rho_w} \quad (3.9)$$

3.4.1.3. Parametry kinetyki adsorpcji - symulacja izoplany

Symulacja izoplany kolumny adsorpcyjnej przy pomocy przedstawionego modelu dynamiki adsorpcji wymaga określenia wartości współczynnika dyspersji (D_h) oraz ogólnego współczynnika przenoszenia masy (k_g). Pierwszy z tych parametrów opisany jest równaniem (1.35), drugi równaniem (1.41). Skorzystanie z tych równań wymaga znajomości następujących, podstawowych wielkości charakteryzujących układ adsorpcyjny:

- temperatury procesu - w fazie adsorpcji przeciętna temperatura wody w złożu wynosiła:
 $T = 19\text{ }^{\circ}\text{C} = 292\text{ K}$

- współczynnika lepkości dynamicznej ośrodka (wody) [25]:

$$\eta(T = 19\text{ }^{\circ}\text{C}) = 3703,5 \cdot 10^{-3}\text{ kg/m}\cdot\text{h}$$

- współczynnika lepkości kinematycznej ośrodka (wody) [25]:

$$\nu(T = 19\text{ }^{\circ}\text{C}) = 3699 \cdot 10^{-6}\text{ m}^2/\text{h}$$

- porowatości międzyziarnowa złoża:

$$\varepsilon = 0,36$$

- miarodajnej, zastępczej średnicy cząstek adsorbentu:

$$d_z = 1,976 \cdot 10^{-3}\text{ m}$$

- ciężaru właściwego adsorbentu w stanie zhydratyzowanym: $\rho_w = 1433\text{ kg/m}^3$

- liniowej prędkości przepływu: $v_f = 6\text{ m/h}$

jak również parametrów wynikowych, takich jak:

- liczba Reynoldsa (1.37): $Re = 7,168$

- moduł wnikanía masy (1.36): $j_d = 1,092$

- kryterialna liczba Schmidta (1.6): $Sc = 3699$

Wartości parametrów „ k_g ” oraz „ D_h ” są ponadto funkcją zastępczego współczynnika dyfuzji molekularnej (D_{mz}), którego wartość dla badanej wody oraz zastosowanego węgla aktywnego (WD-ekstra), Adamski oszacował na poziomie $1,0 \cdot 10^{-6}\text{ m}^2/\text{h}$ [35]. Podobną wartość uzyskano również dla węgla aktywnego NORIT.

Wartości współczynnika dyfuzji wzdłużnej oraz ogólnego współczynnika przenoszenia masy, obliczone w oparciu o równania (1.35) i (1.41), na podstawie podanych powyżej wskaźników wynoszą:

$$D_h = 1,438 \cdot 10^{-6}\text{ m}^2/\text{h}$$

$$k_g = 9,1\text{ h}^{-1}$$

Analizując równanie (3.7) stwierdza się, że w wyrażeniu pod pierwiastkiem zachodzi następująca relacja:

$$4 \cdot D_h \approx 5,2 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{h}^2 \ll v_f^2 = 36 \text{ m}^2/\text{h}^2 \quad (3.9)$$

przez co formuła (3.7) upraszcza się do postaci:

$$h = -\frac{v_f}{k_g} \cdot \ln \left| \frac{b \cdot (S - S_x)}{1 + b \cdot (S_0 - S_x)} \right| \quad (3.10)$$

a równanie (3.8) sprowadza się do zależności:

$$S_{\min} = \frac{1 + b \cdot (S_0 - S_x)}{b} \cdot \exp\left(-\frac{k_g \cdot H}{v_f}\right) + S_x \quad (3.11)$$

Pozostałe parametry modelu to:

- stężenie adsorbentu w dopływie do kolumny, którego średnia wartość w fazie adsorpcji przeprowadzonego doświadczenia wynosi: $S_0 = 3,8 \text{ gC/m}^3$
- stężenie frakcji niesorbowlanej, znane z obrazu krzywych przebiecia (rys. 41) lub zmodyfikowanej izotermy adsorpcji (rys. 45): $S_x = 0,83 \text{ gC/m}^3$
- współczynniki izotermy adsorpcji: $x_m = 17,29 \text{ mgC/g}$, $b = 0,4 \text{ m}^3/\text{gC}$
- wysokość złoża adsorbentu: $H = 1,0 \text{ m}$
- prędkość filtracji: $v_f = 6 \text{ m/h}$
- maksymalna w danych warunkach zdolność adsorpcji (3.5):

$$x_0 = \frac{x_m \cdot b \cdot (S - S_x)}{1 + b \cdot (S_0 - S_x)} = \frac{17,29 \cdot 0,4 \cdot (3,8 - 0,83)}{1 + 0,4 \cdot (3,8 - 0,83)} = 9,388 \text{ mgC/g}$$

- prędkość przemieszczania się punktów stężeniowych (3.9):

$$u = \frac{v_f \cdot (S_0 - S_x)}{(S_0 - S_x) + x_0 \cdot \rho_w} = \frac{6 \cdot (3,8 - 0,83)}{(3,8 - 0,83) + 9,388 \cdot 1433} = 0,00132 \text{ m/h}$$

Zakładając stałość wartości ogólnego współczynnika przenoszenia masy (k_g) oraz wszystkich wyżej wymienionych parametrów, model dynamiki adsorpcji sprowadza się do równań (3.10) i (1.30):

$$h = -\frac{v_f}{k_g} \cdot \ln \left| \frac{b \cdot (S - S_x)}{1 + b \cdot (S_0 - S_x)} \right|, \text{ m} \quad (3.10)$$

$$t = \left[H + h \cdot \left(\frac{u}{v_f} - 1 \right) \right] \cdot u^{-1}, \text{ h} \quad (1.30)$$

przy czym objętość filtratu „V” odpowiadająca stężeniu adsorbentu w odpływie z kolumny „S” opisuje zależność:

$$V = V_h \cdot t, \text{ m}^3 \quad (3.12)$$

gdzie $V_h = 0,0042 \text{ m}^3/\text{h}$ jest godzinową objętością filtratu. Obliczone na podstawie równań (3.10), (1.30) i (3.12) punkty o współrzędnych (V, S/S₀) symulują przebieg krzywej przebiccia złoża węgla aktywnego WD-ekstra o wysokości 1,0 m, przy prędkości filtracji 6 m/h.

Na rysunku 46 porównano przebieg symulowanej izoplany z doświadczalną krzywą przebiccia. Symulacja ta istotnie różni się od wyniku doświadczenia, a przyczyną tej różnicy jest zbyt niska wartość współczynnika przenoszenia masy ($9,1 \text{ h}^{-1}$), która przykładowo implikuje wartość stężenia minimalnego na poziomie $2,03 \text{ gC/m}^3$, kiedy wartość zmierzona wynosi $0,83 \text{ gC/m}^3$.

Trudno jest wskazać prawdziwy powód takich rozbieżności. Mogą nim być zarówno pewne uproszczenia, które towarzyszyły formułowaniu równania (1.41) opisującego wartość ogólnego współczynnika przenoszenia masy jak i niedokładności wyznaczania parametrów tego równania, a w szczególności zastępczego współczynnika dyfuzji molekularnej (D_{mz}), którego wartości jednak nie szacowano w takich samych warunkach w jakich otrzymano doświadczalną krzywą przebiccia.

Chcąc przybliżyć symulowaną izoplanę do krzywej eksperymentalnej można wyznaczyć współczynnik „ k_g ” opierając się na warunkach brzegowych towarzyszących sformułowanemu już modelowi dynamiki adsorpcji. W określonych warunkach względnie stałego stężenia adsorbentu w dopływie oraz stałej prędkości filtracji przez złożo świeżego adsorbentu, możliwe do uzyskania stężenie w odpływie ($S_{\min}$) opisuje równanie (3.11). Wartość stężenia „ $S_{\min}$ ” może być wyznaczona doświadczalnie i przy wystarczająco dużej wysokości warstwy adsorbentu jest ona równa stężeniu frakcji niesorbowalnej „ S_x ”. Zgodnie z wynikami doświadczenia najmniejsza wysokość złoża pozwalająca na uzyskanie stężenia minimalnego to: $h = 0,5 \text{ m}$. Zakładając, że uwzględnianie w równaniu (3.11) obecności frakcji niesorbowalnej jest potrzebne tylko przy opisie profilu stężeń w warstwach złoża znajdujących się powyżej granicznej wysokości $h = 0,5 \text{ m}$, można tak przekształcić zależność (3.11) aby pozwoliła ona na wyznaczenie współczynnika „ k_g ” w funkcji bezpośrednich wyników doświadczenia, którymi są: stężenie w dopływie (S_0), parametr izotermy Langmuira (b), prędkość filtracji (v_f) i graniczna wysokość strefy przenoszenia masy (h_{gr}), powyżej której w roztworze pozostaje tylko frakcja niesorbowalna. Wówczas:

$$k_g = -\frac{v_f}{h_{gr}} \cdot \ln \left| \frac{b \cdot S_x}{1 + b \cdot S_0} \right| \quad (3.13)$$

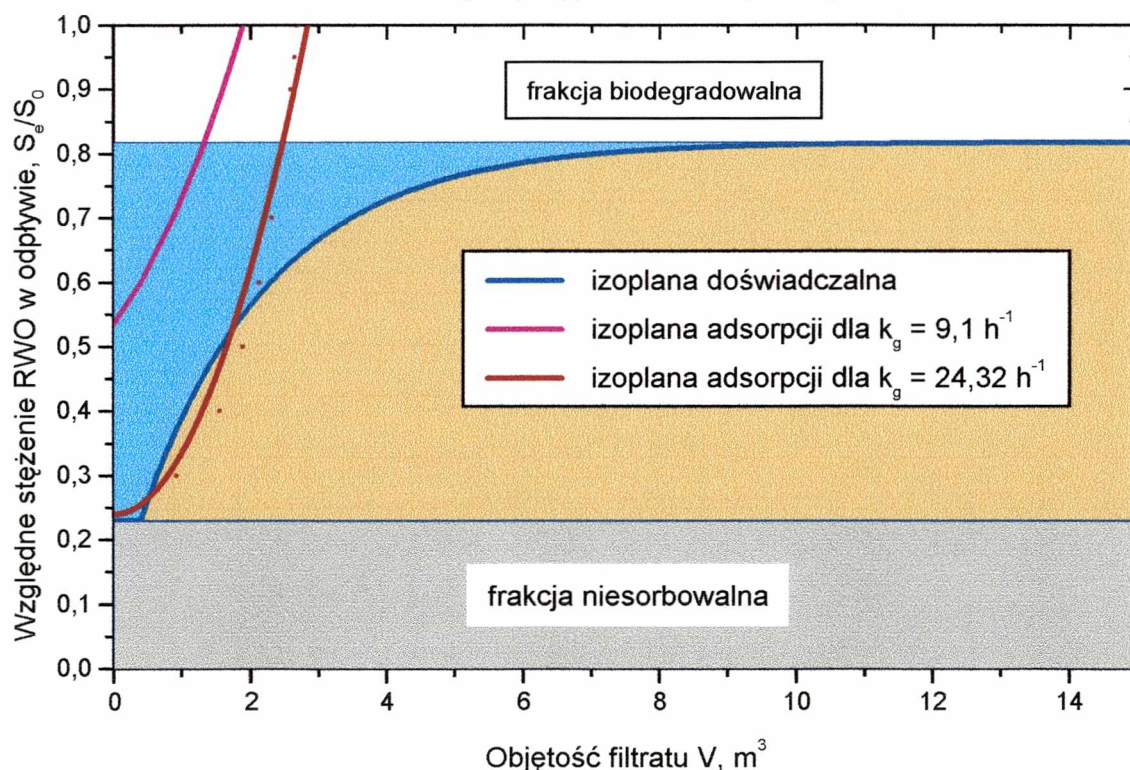
Podstawiając dane numeryczne otrzymujemy:

$$k_g = -\frac{6}{0,5} \cdot \ln \left| \frac{0,4 \cdot 0,83}{1 + 0,4 \cdot 3,8} \right| = 24,32 \text{ h}^{-1}$$

Wyznaczona wartość współczynnika „ k_g ” charakteryzuje przenoszenie masy adsorbentu w świeżym, jeszcze nie zanieczyszczonym nierozpuszczonymi domieszkami wody, złożu adsorbentu.

Izoplana wyznaczona przy zastosowaniu tak wyznaczonego współczynnika przenoszenia masy (rys. 46) bardzo dobrze naśladuje przebieg doświadczalnej krzywej przebiecia, w fazie adsorpcji. Pewne odstępstwa symulowanej izoplany od wyniku doświadczenia mogą być spowodowane stopniowo zmieniającymi się w czasie właściwościami (chodzi np. o lepkość) ośrodka, w którym odbywa się transport adsorbentu.

Rysunek 46. Porównanie przebiegów modelowych izoplan adsorpcji z doświadczalną krzywą przebiecia otrzymaną w teście F2.



Podsumowanie

Analiza danych pochodzących z doświadczalnych krzywych przebiecia kolumny węgla aktywnego WD-ekstra pozwoliła na wyznaczenie parametrów izotermy adsorpcji Langmuira, a także ogólnego współczynnika przenoszenia masy.

Współczynniki izotermy adsorpcji w układzie przepływowym wyznaczono przez analogię do próby porcjowej.

Modyfikacja równania izotermy adsorpcji, uwzględniająca istnienie frakcji niesorbowlanej, spowodowała konieczność odpowiedniej korekty modelu dynamiki adsorpcji.

Wartość ogólnego współczynnika przenoszenia masy wyznaczono ostatecznie opierając się na warunku brzegowym modelu dynamiki adsorpcji, opisującym znaną z doświadczenia wartość minimalnego stężenia adsorbentu w odpływie z kolumny adsorbentu.

Izoplana symulowana modelem dobrze przybliży przebieg eksperymentalnej krzywej przebiecia, w fazie adsorpcji.

Wyznaczone w rozdziale 3.4.1. parametry oraz sformułowany sposób modelowania krzywej przebiecia stanowią adsorpcyjną składową opisu procesu adsorpcji-biodegradacji.

3.4.2. Opis biodegradacji

Generowanie biologicznej aktywności kolumny węgla aktywnego rozpoczyna się z chwilą uruchomienia przepływu wody i trwa przez trudny do ustalenia czas (wg Carlsona jest to 5÷20 dni [55], aż do osiągnięcia stanu równowagi w fazie *plateau*. Odpowiedzi na pytanie o przebieg generowania aktywności biologicznej nie daje również porównanie krzywych przebiecia świeżego i wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra (rys. 47-50).

Izoplany dla kolumny świeżego GWA wykazują duże podobieństwo do odpowiednich krzywych uzyskanych w teście F1. Początki ich stabilizacji podobnie przypadają na około 5000 wymian objętości złoża. Właściwy stan *plateau* osiągany jest nie później jak po przefiltrowaniu 15000 objętości złoża.

Izoplany kolumny węgla wstępnie wysyconego powinny teoretycznie rozpoczynać się w punkcie: $S_0/S_0 = 1,0$. W praktyce początkowy punkt izoplany znajduje się na poziomie $S_0/S_0 = 0,7 \div 0,9$. Fakt ten, wynikający prawdopodobnie z częściowej regeneracji węgla podczas jego sterylizacji w autoklawie oraz przemywania roztworem silnego utleniacza (ClO_2), w praktyce uniemożliwia ocenę przebiegu generowania aktywności biologicznej

opartej na porównaniu pracy złóż świeżego oraz wstępnie wysyconego GWA. Trzeba jednak zwrócić uwagę na pewien charakterystyczny element krzywych przebiecia węgla wysyconego. Rozpoczynają się one co prawda na poziomie $S_e/S_0 < 1,0$, po czym mają charakter rosnący (osiągając nawet w wypadku niższych warstw pełne wysycenie $S_e/S_0 \approx 1,0$), a następnie malejący, aż do praktycznego zrównania z poziomem *plateau* świeżego GWA. Charakterystyczny, przełomowy punkt izoplany występuje w obszarze około 10000 wymian objętości złoża. Chociaż nie jest tu możliwe opisanie dynamiki generowania aktywności biologicznej to jest wielce prawdopodobne, że po przefiltrowaniu około 10000 objętości złoża osiąga już ona pełnię swoich możliwości.

Krzywe przebiecia poszczególnych warstw złoża świeżego węgla aktywnego WD-ekstra (rys. 41) obrazują możliwości usuwania RWO zarówno w fazie adsorpcji jak i w fazie *plateau*, w której dominującym mechanizmem procesu są przemiany biochemiczne. Zgodnie z przyjętym modelem izoplany (3.4), stopień zmniejszenia stężenia rozpuszczonego węgla organicznego stabilizuje się w fazie *plateau* na charakterystycznym dla określonej wysokości złoża poziomie:

warstwa 0,25 m	-	7,9%
warstwa 0,50 m	-	13,5%
warstwa 0,75 m	-	16,6%
warstwa 1,00 m	-	18,2%

Ubytki RWO w kolejnych warstwach złoża są coraz mniejsze, co wiąże się ze stopniowym wyczerpywaniem puli podatnych na rozkład biochemiczny substratów, tworzących frakcję BRWO.

3.4.2.1. Frakcja biodegradowalna RWO – BRWO

Stężenie frakcji biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego jest podstawowym parametrem opisu procesu biodegradacji oraz najważniejszym kryterium stosowalności filtracji biologicznej w oczyszczaniu wody.

Wielkość frakcji rozpuszczonego węgla organicznego, która może być usuwana z wody w wyniku reakcji biochemicznych zależy od szeregu czynników, takich jak: budowa związków chemicznych wchodzących w skład RWO, rodzaj mikroorganizmów występujących w wodzie i wielkość wytworzonej przez nie biomasy, a także od szeregu warunków środowiskowych stymulujących lub hamujących aktywność biologiczną. Jak widać wartość stężenia BRWO związana jest bardzo mocno z konkretnymi warunkami

towarzyszącymi oczyszczaniu danej wody. Zasadniczą zaś wadą metod wyznaczania frakcji BRWO są odstępstwa od zachowania tych warunków.

Billen, współautor „metody Servais”, zauważa że niezależnie od warunków doświadczenia kres możliwości usuwania RWO w biologicznie aktywnej kolumnie GWA osiągany jest przy czasie kontaktu ze złożem wynoszącym około 30 min [52]. Spostrzeżenie to stwarza możliwość wyznaczenia praktycznej wartości frakcji RWO podatnej na usuwanie metodami biologicznymi, ściśle związanej z warunkami procesu.

Na rysunkach 51 i 52 przedstawiono zmienność usuwania RWO w funkcji wysokości złoża i czasu kontaktu, dla badanej wody w stanie naturalnym (bez korekty biogenów) (rys. 52) oraz po uzupełnieniu zawartości biogenów (azotu i fosforu) (rys. 51). W obu wypadkach potwierdza się spostrzeżenie Billena. Usuwanie RWO na poszczególnych wysokościach złoża stabilizuje się wraz z rosnącym czasem kontaktu. Dla niższych warstw poziom RWO w odpływie stabilizuje się wcześniej dla wyższych później, niemniej malejące stopniowo różnice w usuwaniu RWO pomiędzy kolejnymi warstwami złoża sugerują bliskość pewnej granicy, którą stanowi stężenie BRWO.

Dane z rysunków 51 i 52 (tab. 35, 36) aproksymowane funkcją wykładniczą o równaniu:

$$\frac{S_e}{S_0} = A + B \cdot e^{-\frac{t_k}{t_0}} \quad (3.14)$$

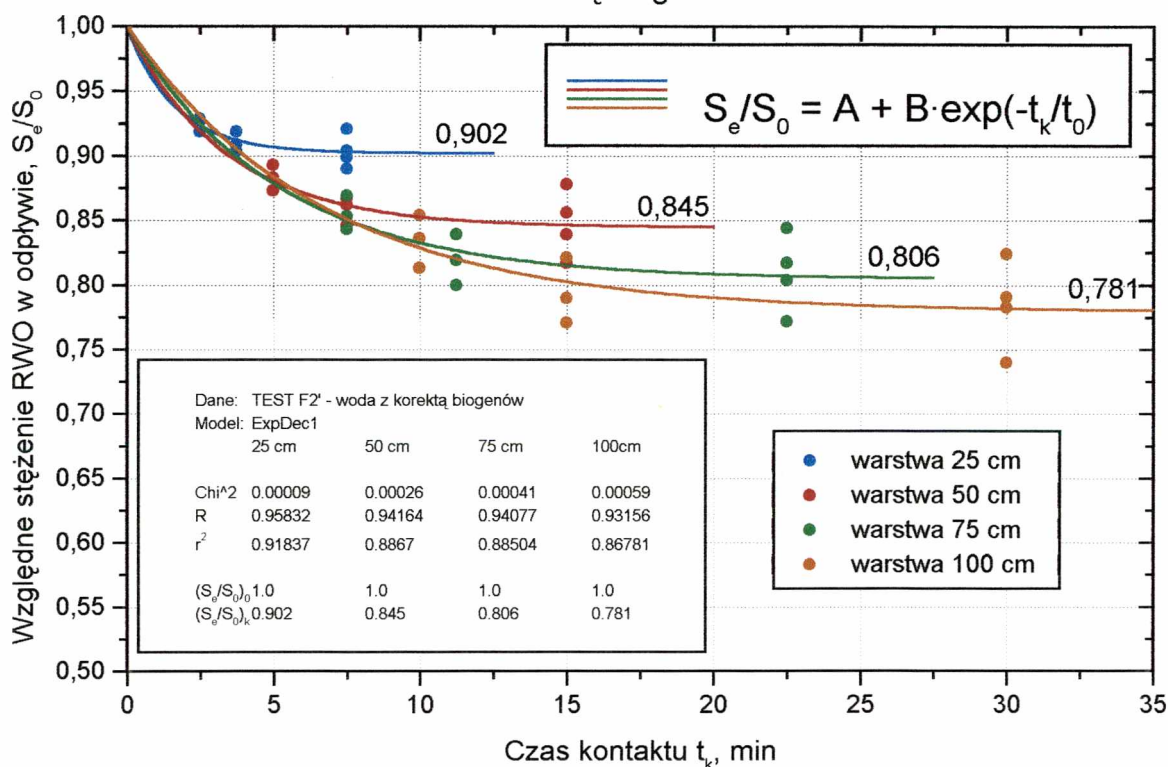
$\frac{S_e}{S_0}$ - względne stężenie RWO w odpływie, -

t_k - czas kontaktu ze złożem, min

A, B, t_0 - parametry równania

której wartości dążą do asymptoty pokazują, że woda po korekcie biogenów posiada nieznacznie większe możliwości usuwania RWO (tab. 37). Spowodowane jest to lepszą dostępnością dla biomasy występujących w nadmiarze mineralnych form azotu i fosforu. O nadmiarze można tu mówić śmiało, ponieważ optymalna proporcja C : N : P = 100 : 10 : 1 [47] dotyczy sytuacji, w której za "C" podstawiono stężenie frakcji usuwanej stanowiącej tu przecież około 20% RWO (tab. 37). Gdyby posłużyć się tą zasadą to już w wodzie bez korekty biogenów proporcja $C_{BRWO} : N : P = 100 : 71 : 1,8$. Mimo to nie ulega wątpliwości, że pewien nadmiar, zwłaszcza fosforanów, stymuluje lepsze usuwanie RWO. Może się to wiązać z konkurencyjnością procesów biochemicznego przyswajania fosforanów oraz ich współstrącania z wodorotlenkiem żelaza, co niewątpliwie ma miejsce w złożu GWA i obniża dostępność jonów PO_4^{3-} dla biomasy.

Rysunek 51. Wpływ wysokości warstwy i czasu kontaktu na usuwanie RWO w fazie *plateau* - woda z korektą biogenów - TEST F2'.



Rysunek 52. Wpływ wysokości warstwy i czasu kontaktu na usuwanie RWO w fazie *plateau* - woda bez korekty biogenów - TEST F2'.

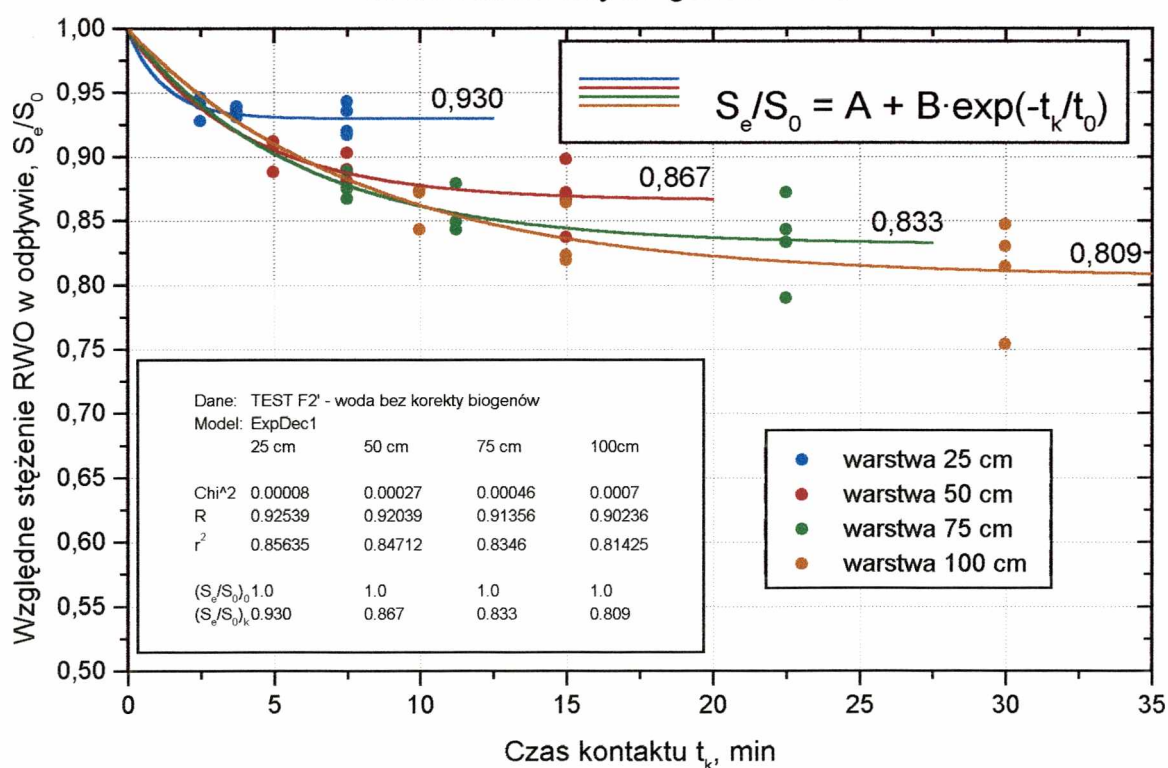


Tabela 37. Możliwości obniżania stężenia RWO w fazie *plateau* pracy złoża węgla aktywnego WD-ekstra, zasilanych wodą z korektą lub bez korekty biogenów.

Wysokość złoża	Stopień obniżenia stężenia RWO przy czasie kontaktu $t_k \rightarrow \infty$	
	Woda bez korekty biogenów $C_{RWO} : N : P \approx 100 : 14,3 : 0,36$	Woda z korektą biogenów $C_{RWO} : N : P \approx 100 : 16,0 : 1,27$
m	%	%
l	2	3
0,25	7,0	9,8
0,50	13,3	15,5
0,75	16,7	19,4
1,00	19,1	21,9

Jak już wcześniej wspomniano przebieg krzywych z rysunków 51 i 52, zarówno w przypadku wody o korygowanym jak i nie korygowanym stężeniu biogenów, zgodnie ze spostrzeżeniem Billena, sugeruje istnienie pewnej granicy, powyżej której dalsze usuwanie RWO nie będzie już możliwe. Graficznym obrazem osiągnięcia tego stanu będzie spotkanie się na tym samym poziomie, krzywych dla dwóch kolejnych wysokości złoża. Ponieważ wspomniana graniczna wysokość złoża znajduje się powyżej $h = 1,0$ m to wyznaczenie stężenia BRWO w oparciu o bezpośredni pomiar nie jest możliwe. Możliwe jest natomiast oszacowanie jego wartości na podstawie wyraźnej tendencji stopniowego (wraz z rosnącą wysokością złoża) zaniku efektów usuwania RWO. Wynik takiego szacowania pokazano na rysunku 53.

Naniesione na wykres (rys. 53) punkty opisujące usuwanie RWO w złożu o wysokości 1,0 m, przy rosnącym czasie kontaktu aproksymowano dążącą do asymptoty krzywą o równaniu analogicznym do formuły Michaelisa-Menten:

$$\Delta S = \frac{S_0^{BRWO} \cdot t_k}{k_1 + t_k} \quad (3.15)$$

ΔS - ubytek RWO, gC/m^3

t_k - czas kontaktu, min

k_1 - parametr równania, min

S_0^{BRWO} - maksymalna możliwa wartość ubytku RWO, gC/m^3

Powyższa formuła dobrze aproksymuje dane, z korelacją $R > 0,9$, dając stosownie dużą pewność poprawności wyznaczenia maksymalnego, w danych warunkach, możliwego

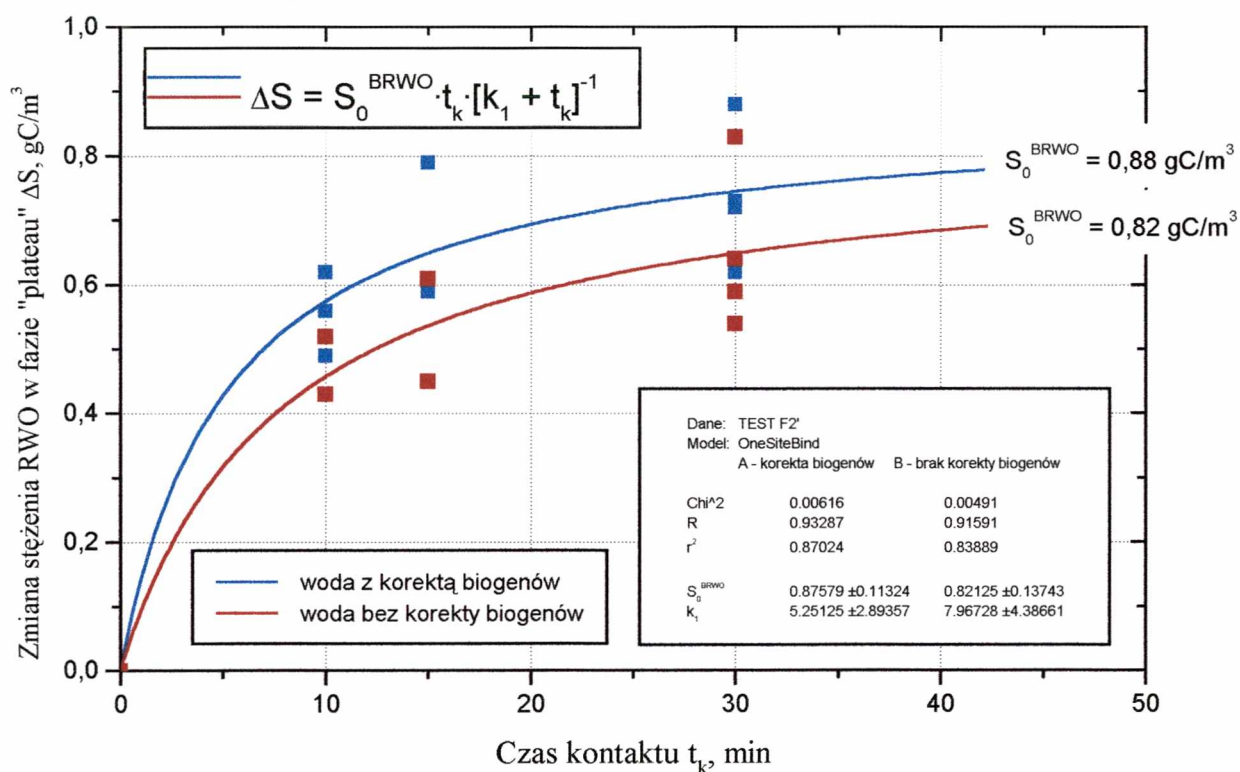
usunięcia rozpuszczonego węgla organicznego. Określone w powyższy sposób wartości stężenia BRWO:

woda bez korekty biogenów - $S_0^{\text{BRWO}} = 0,82 \pm 0,14 \text{ gC/m}^3$

woda z korektą biogenów - $S_0^{\text{BRWO}} = 0,88 \pm 0,11 \text{ gC/m}^3$

związane są z konkretnymi warunkami doświadczenia, opisanymi przez średnie stężenie RWO w dopływie ($S_0 = 3,39 \text{ gC/m}^3$) oraz temperaturę procesu ($T \approx 12,5 \text{ }^\circ\text{C}$).

Rysunek 53. Wyznaczanie maksymalnej wartości frakcji RWO usuwanej w fazie "plateau" (BRWO), w 100 cm warstwie węgla aktywnego - TEST F2'.



3.4.2.2. Stężenie biomasy

Drugim, podstawowym parametrem opisu procesu biodegradacji jest ilość lub stężenie biomasy odpowiedzialnej za określone przemiany substratu.

Za wskaźnik wielkości biomasy powszechnie uważa się liczbę komórek zawartą w określonej objętości wody lub złoża GWA. Jednak w opisie biodegradacji o wiele wygodniejsze jest posługiwanie się ilością węgla komórkowego. Przeliczenia liczby komórek na masę węgla dokonuje się w oparciu o dane literaturowe [71] lub też poprzez pomiar parametrów ZWO (węgiel organiczny w zawiesinie) i OLB w możliwie czystej (nie zawierającej innych niż biomasa nierozpuszczalnych składników organicznych) kulturze mikroorganizmów zasiedlających układ badawczy. Z danych literaturowych należy korzystać bardzo ostrożnie z uwagi na różnorodność metod oznaczenia liczby komórek, dających wyniki różniące się o kilka rzędów.

W pracy posłużono się tą drugą metodą, co wymagało wykonania analizy składu chemicznego oraz oznaczenia wskaźników OLB₂₀ w odpływanej ze złóż GWA zawiesinie pokrywającej powierzchnie ziaren, a także zalegającej w przestrzeniach międzyziarnowych złóż. Wyniki analizy przedstawiono w tabelach 38 i 39 oraz na wykresach (rys. 54-56).

Najczystsza kultura mikroorganizmów występuje w tej części złoża, która cechuje się ich największą koncentracją oraz najbardziej intensywnym namnażaniem. Zgodnie z danymi literaturowymi [52, 71] właściwości te posiada zawsze warstwa dopływowa złoża. Potwierdzają to również wyniki eksperymentu (rys. 55 i 57).

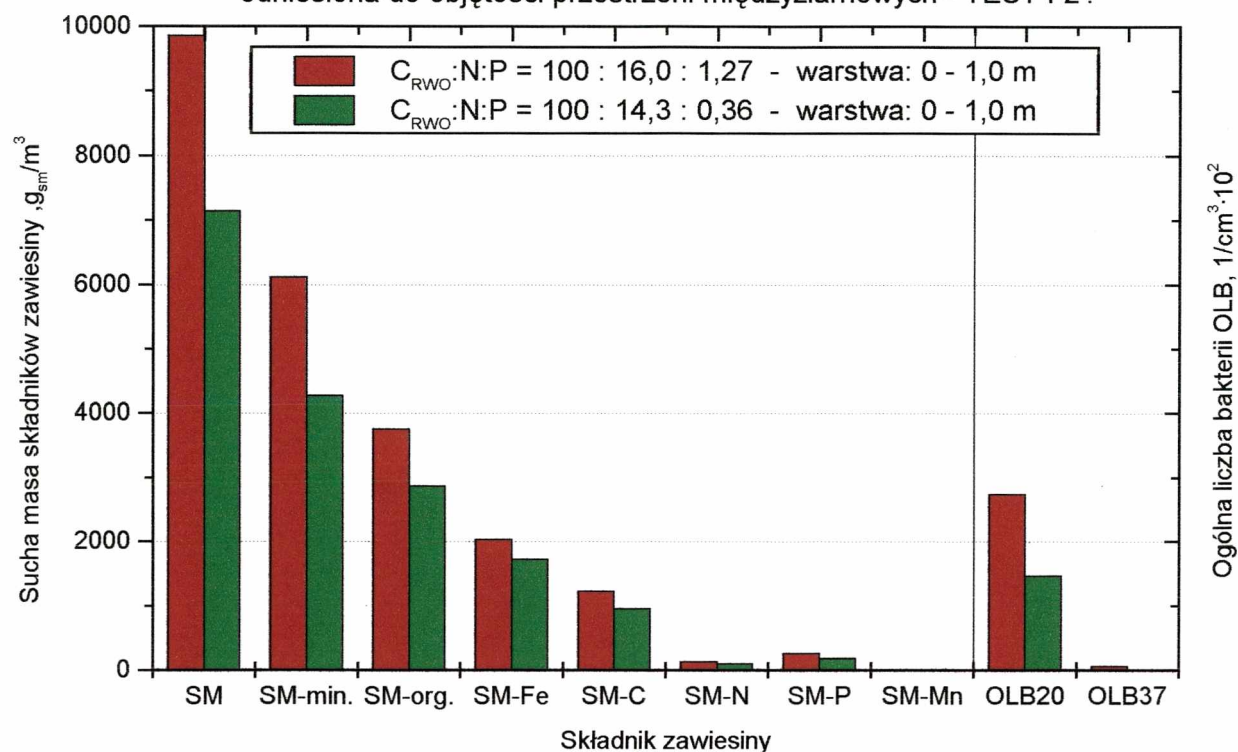
W złożu GWA zasilanym wodą z korektą biogenów maksymalna zawartość mikroorganizmów występuje w warstwie $0 \div 0,25$ m, natomiast w złożu zasilanym wodą bez korekty biogenów w warstwie $0 - 0,50$ m. Średnia liczba bakterii w odpływie z poszczególnych warstw złoża w fazie *plateau* (tab. 40, rys. 57) rozkłada się malejąco wraz ze wzrostem wysokości złoża, i największe - nie tylko przyrosty ale i - wartości osiąga w odpływie z warstwy $0 \div 0,25$ m. Z mikrobiologicznego punktu widzenia w dopływowych warstwach złoża biomasa rozwija się najintensywniej i to do tego stopnia, że w praktyce umożliwia zaszczepianie kolejnych warstw złoża. Wyznaczone na podstawie danych ZWO i OLB₂₀ charakterystycznych dla pierwszej warstwy złóż ($0 \div 0,25$ m) jednostkowe wskaźniki zawartości biomasy wynoszą:

woda bez korekty biogenów - $X_i = 4,50 \cdot 10^{-9}$ gC/1 kom.

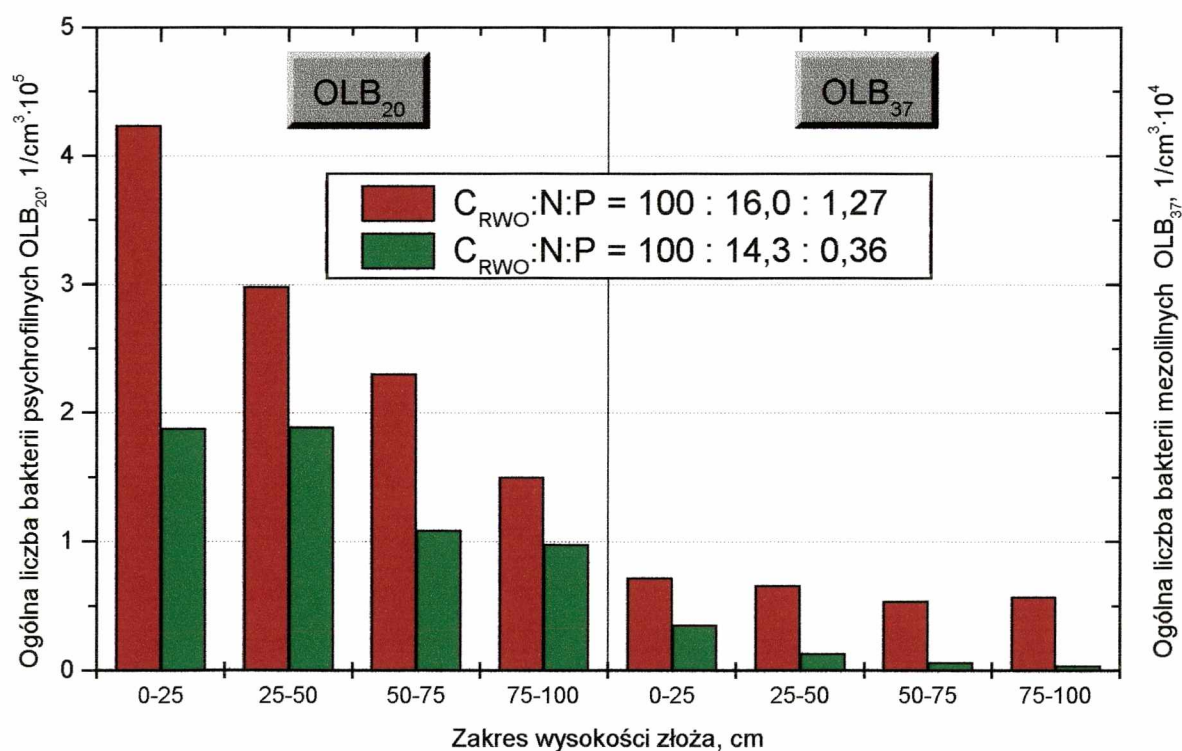
woda z korektą biogenów - $X_i = 2,92 \cdot 10^{-9}$ gC/1 kom.

Powyższe wartości różnią się między sobą tak jak różnią się populacje mikroorganizmów wygenerowane w obu złożach. Poziom otrzymanych wartości różni się o kilka rzędów od wskaźników wyznaczonych przez Servais [71], tak jak wskazania zastosowanej tu metody płytkowej oznaczenia OLB₂₀ różnią się o kilka rzędów od wskazań użytej przez Servais metody mikroskopii epifluorescencyjnej. Wyznaczone wskaźniki ujmują nie tylko węgiel komórkowy, ale również związki organiczne zasorbowane w błonie biologicznej oraz śluz pozakomórkowy.

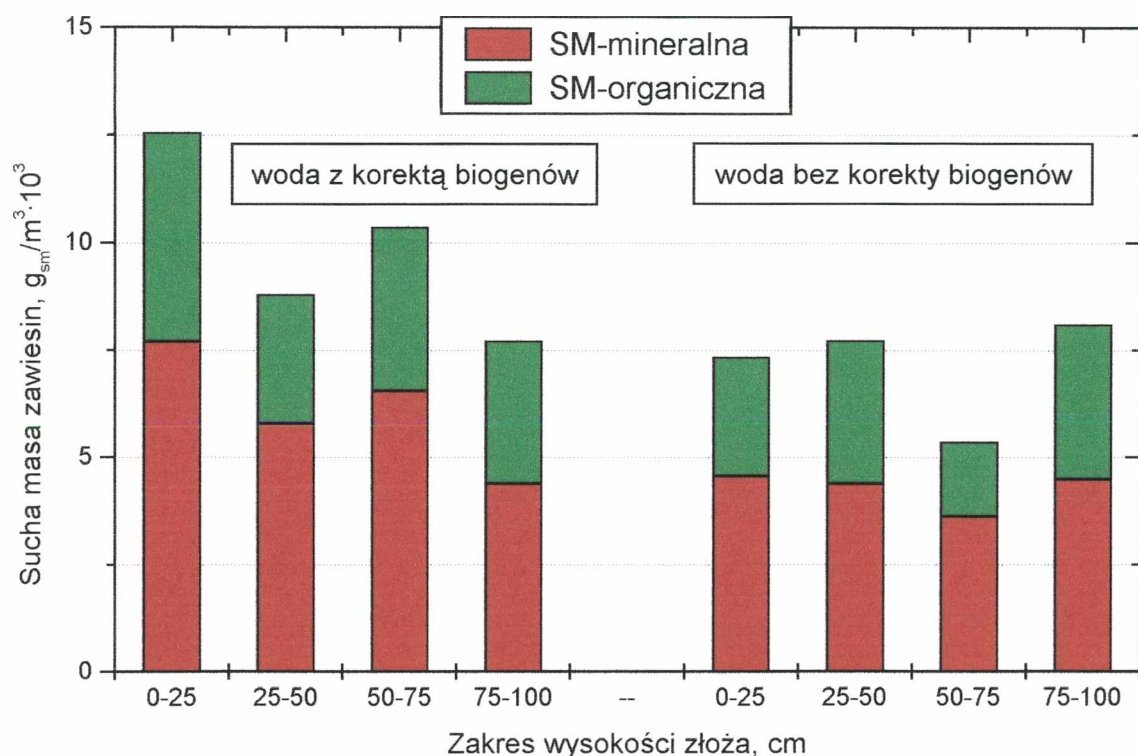
Rysunek 54. Porównanie suchych mas podstawowych składników chemicznych oraz OLB zawartych w strukturach wypełniających przestrzenie międzypiękrowe złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów - masa (lub liczba bakterii) odniesiona do objętości przestrzeni międzypiękrowych - TEST F2'.



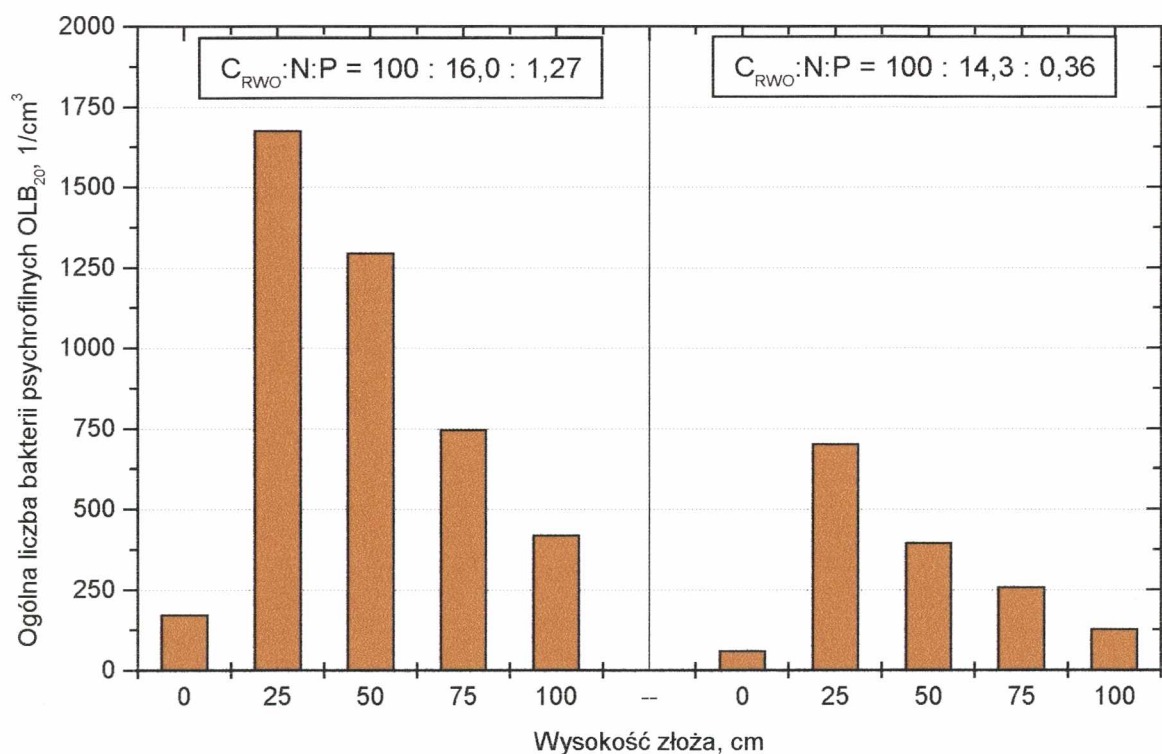
Rysunek 55. Ogólna liczba bakterii psychro- i mezofilnych w przestrzeniach międzypiękrowych złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów - TEST F2'.



Rysunek 56. Rozkład suchej masy zawieszin w przestrzeniach międzysziarnowych złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanych wodą z korektą lub bez korekty biogenów - TEST F2'.



Rysunek 57. Ogólna liczba bakterii psychrofilnych w odpływie z poszczególnych warstw złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanych wodą z korektą lub bez korekty biogenów - TEST F2'.



Na podstawie wskaźników „ X_i ” oraz liczby komórek zawartych w poszczególnych warstwach złoża (tabela 41 i 42) obliczono średnie stężenia biomasy dla złóż GWA o wysokościach 0,25; 0,50; 0,75 i 1,00 m. Realne wartości tych stężeń, odniesione do objętości przestrzeni międzyziarnowych (X_e) mieszczą się w zakresach:

$$657,5 \text{ (h = 1,0 m)} \div 848,9 \text{ gC/m}^3 \text{ (h = 0,50 m)} - \text{woda bez korekty biogenów}$$

$$798,2 \text{ (h = 1,0 m)} \div 1237,2 \text{ gC/m}^3 \text{ (h = 0,25 m)} - \text{woda z korektą biogenów}$$

Wyznaczone wartości związane są z warunkami doświadczenia opisanymi przez średnie stężenia RWO w dopływie ($S_0 = 3,39 \text{ gC/m}^3$), temperaturę procesu ($T \approx 12,5 \text{ }^\circ\text{C}$) oraz prędkość filtracji ($v_f = 2,0 \text{ m/h}$).

3.4.2.3. Parametry kinetyki biodegradacji

Wartości współczynnika właściwej szybkości usuwania substratu ($q_{\max}$) oraz stałej półnasylenia (K_s) wyznaczono zgodnie z procedurą przedstawioną w rozdziale 1.5.2.4. opierając się na równaniu (1.59), które po uwzględnieniu wartości frakcji biodegradowalnej przyjmuje postać:

$$q_s = \frac{S_0^{\text{BRWO}} - S_e^{\text{BRWO}}}{X \cdot t_k} = \frac{q_{\max} \cdot S_e^{\text{BRWO}}}{K_s + S_e^{\text{BRWO}}} \quad (3.16)$$

Na rysunkach 58 i 59 pokazano aproksymację punktów doświadczalnych równaniem (3.16), dla chwilowych wartości ubytków substratu, pochodzących z czterech niezależnych pomiarów, wykonanych na przestrzeni miesiąca pracy złóż GWA. Uzyskane wyniki świadczą o możliwym, dość szerokim zakresie zmian wyznaczonych wskaźników. Na rysunkach 60 i 61 przedstawiono te same aproksymacje, jednak oparte na średnich wartościach ubytku substratu. Korelacja danych doświadczalnych z teoretyczną formułą Michaelisa-Menten jest tutaj wysoka ($R > 0,99$).

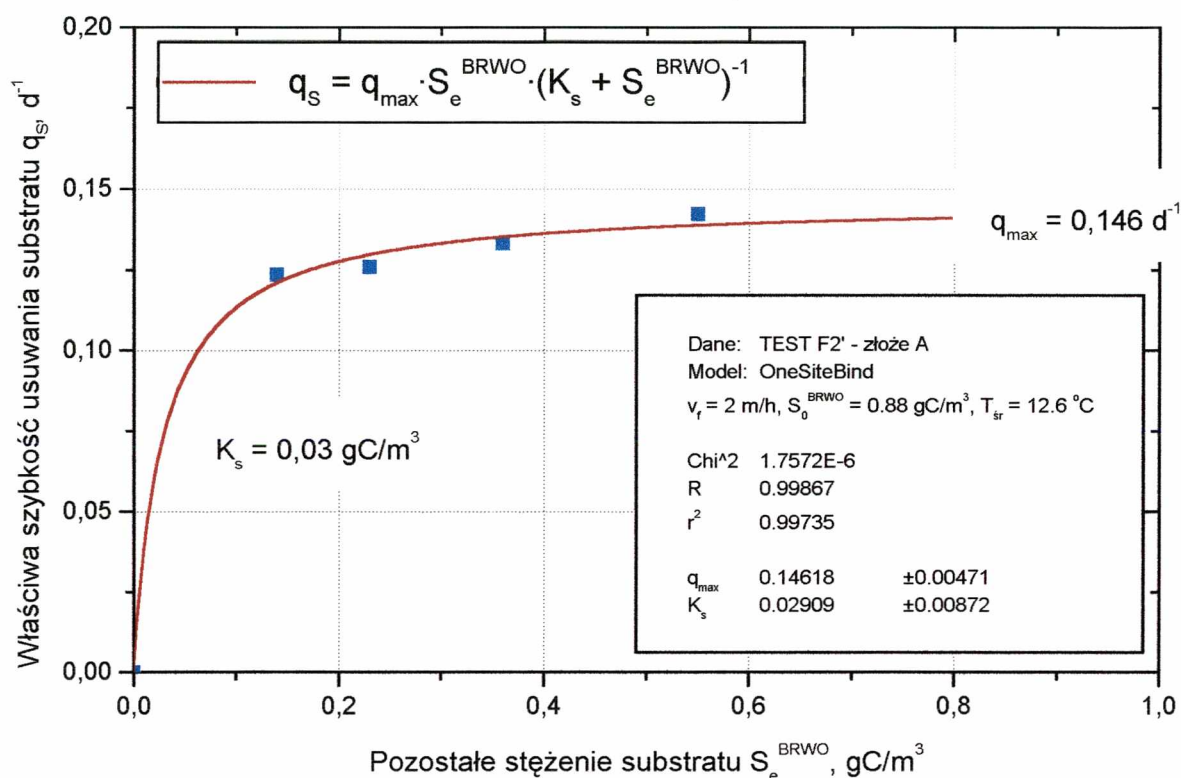
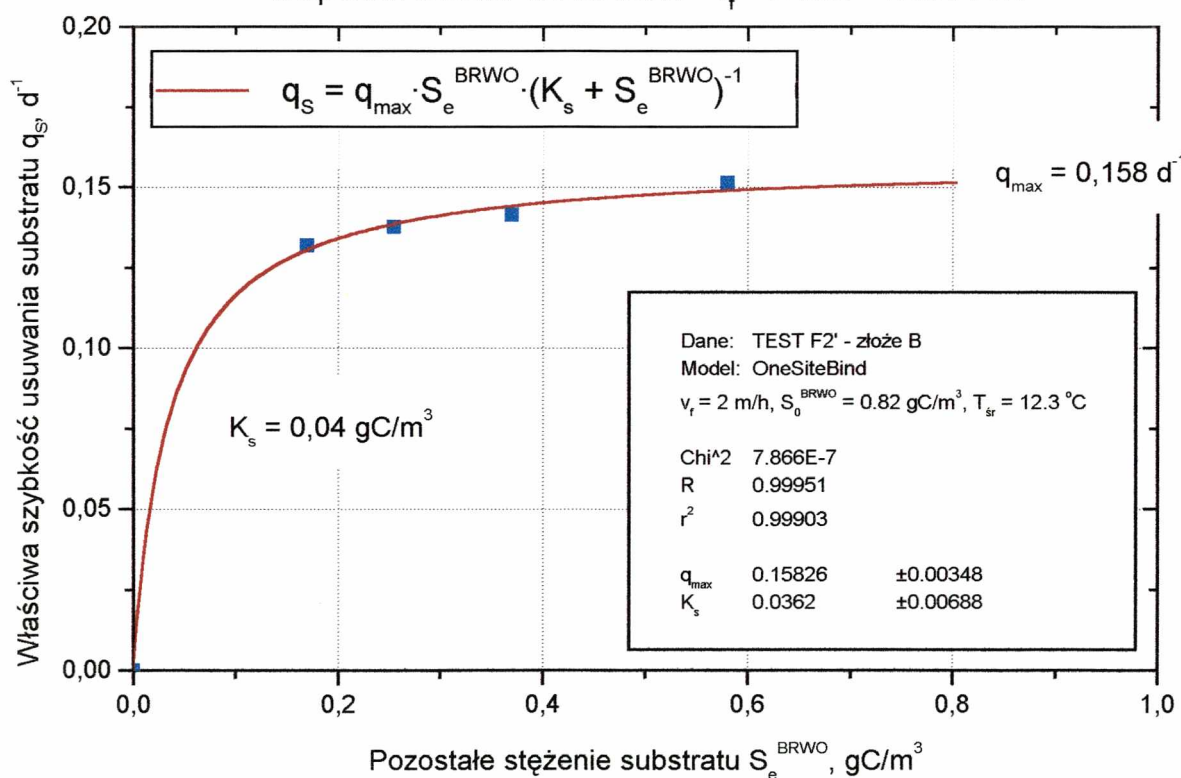
Po wyznaczeniu parametrów kinetycznych równanie (3.16) przyjmuje postać:

$$q_s = \frac{0,158 \cdot S_e^{\text{BRWO}}}{0,04 + S_e^{\text{BRWO}}} \quad (3.17)$$

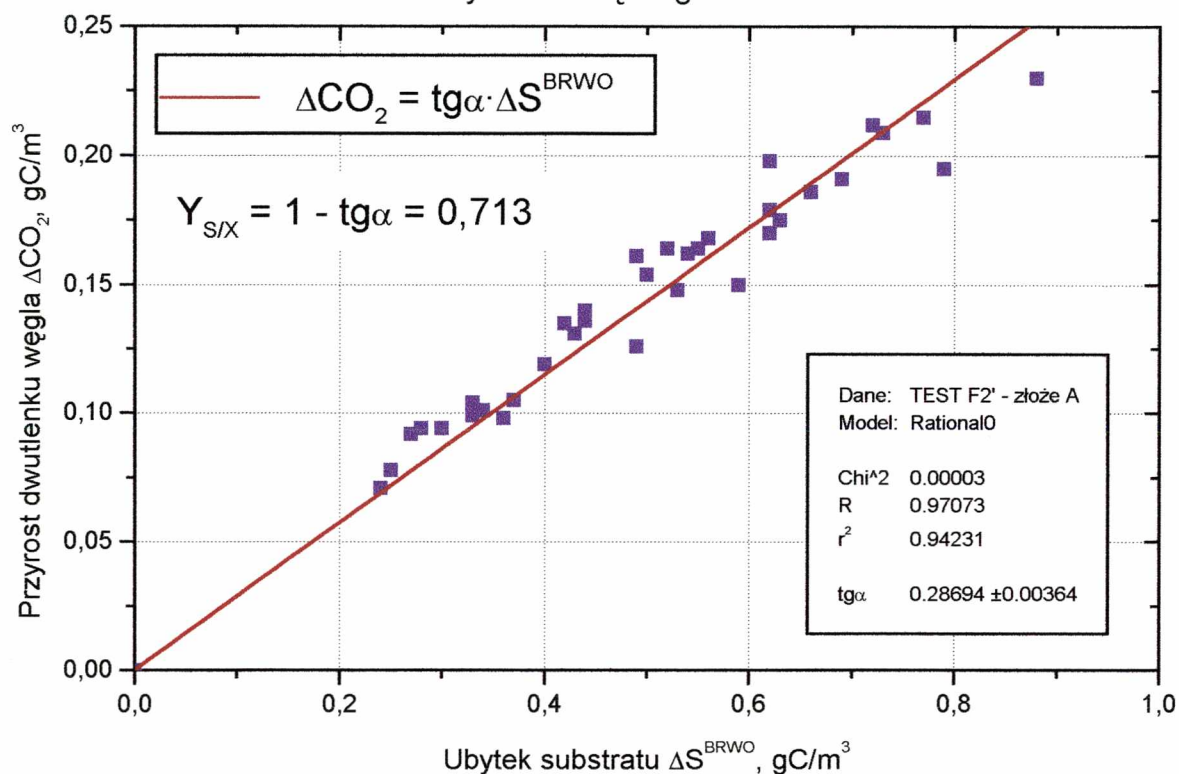
dla wody bez korekty biogenów, oraz

$$q_s = \frac{0,146 \cdot S_e^{\text{BRWO}}}{0,03 + S_e^{\text{BRWO}}} \quad (3.18)$$

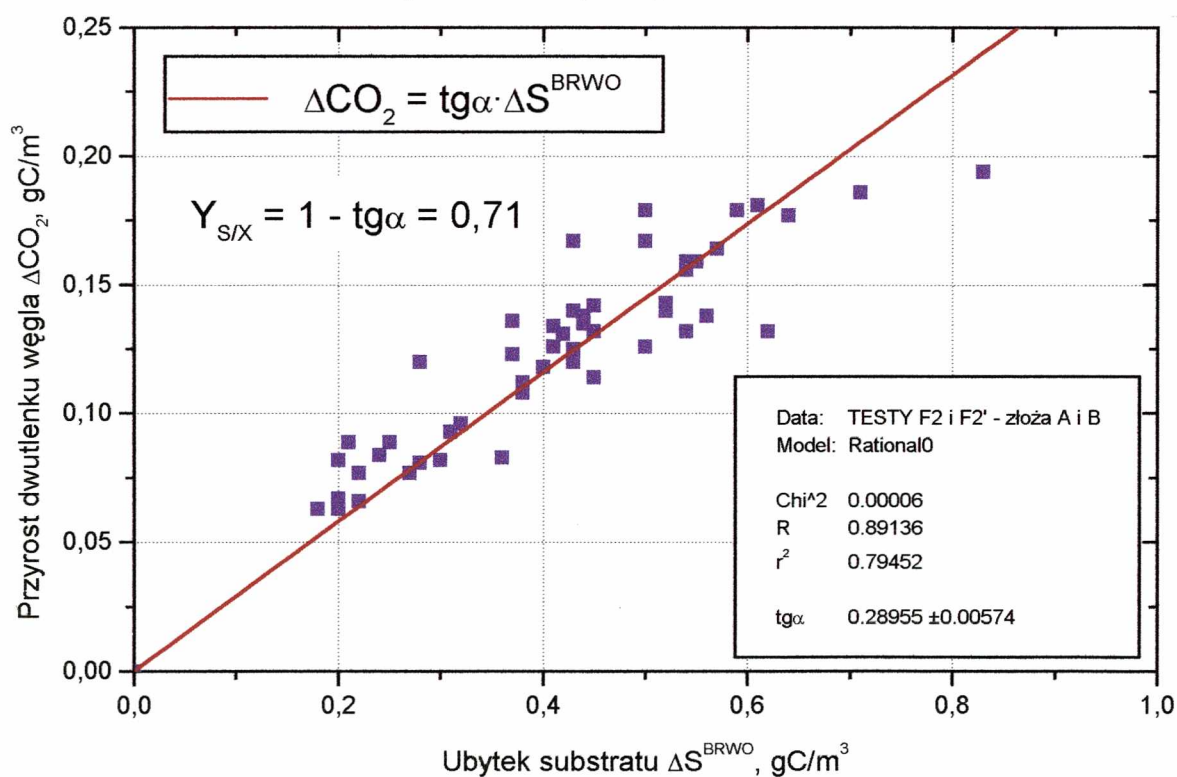
dla wody z korektą biogenów.

Rysunek 60. Wyznaczanie parametrów " $q_{\max}$ " i " K_s " dla wody z korektą biogenów, w oparciu o dane uśrednione - $v_f = 2$ m/h - TEST F2'.Rysunek 61. Wyznaczanie parametrów " $q_{\max}$ " i " K_s " dla wody bez korekty biogenów, w oparciu o dane uśrednione - $v_f = 2$ m/h - TEST F2'.

Rysunek 62. Wyznaczanie współczynnika rozdziału (syntezy biomasy) " $Y_{S/X}$ " dla wody z korektą biogenów - TEST F2'.



Rysunek 63. Wyznaczanie współczynnika rozdziału (syntezy biomasy) " $Y_{S/X}$ " dla wody bez korekty biogenów - TESTY F2 i F2'.



Mimo pewnych różnic w skuteczności usuwania RWO, wielkości frakcji biodegradowalnej i stężenia biomasy w złożach zasilanych wodą z korektą lub bez korekty biogenów, różnice w kinetycznym opisie obu układów (3.17) (3.18) można uznać za nieznaczne. Nieco większa właściwa szybkość usuwania substratu w wypadku układu zasilanego wodą bez korekty biogenów sugeruje, że w złożu zasilanym wodą o składzie korygowanym, korzystne warunki środowiskowe spowodowały przerost biomasy.

Szczegółowe dane związane z wyznaczaniem omówionych wyżej parametrów oraz warunków ($S_0 = 3,39 \text{ gC/m}^3$, $v_f = 2,0 \text{ m/h}$), którym uzyskane wartości odpowiadają, zawarto w tabelach 43 i 44.

Wartości współczynnika syntezy biomasy ($Y_{S/X}$) wyznaczono zgodnie z procedurą przedstawioną w rozdziale 1.5.2.4. Oparto się na pomiarach przyrostu produktu ($\Delta P = \Delta \text{CO}_2$) oraz ubytku substratu ($\Delta S = \Delta \text{BRWO}$) biodegradacji. Wzięto pod uwagę tylko wartości „ ΔP ” i „ ΔS ” zmierzone w fazie *plateau*, w okresie stabilnej temperatury układu badawczego. Zauważono bowiem, że zmiany temperatury wody podczas przepływu przez złoża GWA wpływają istotnie na wyniki pomiarów stężeń gazów rozpuszczonych w wodzie (O_2 , CO_2).

Dane do wyznaczenia współczynnika „ $Y_{S/X}$ ” zawarto w tabelach 46 i 47, a aproksymacje danych doświadczalnych pokazano na wykresach (rys. 62-63). Zgodnie z ideą wyznaczania współczynnika syntezy biomasy przedstawioną na rysunku 7b wartość tego parametru związana jest ze współczynnikiem kierunkowym prostej opisującej przyrost produktu (ΔP) w funkcji ubytku substratu (ΔS) biodegradacji:

$$Y_{S/X} = 1 - \text{tg} \alpha \quad (3.19)$$

gdzie

$$\text{tg} \alpha = \frac{\Delta P}{\Delta S} \quad (3.20)$$

Wartości parametru „ $Y_{S/X}$ ” wyznaczone w aproksymacji danych przedstawionych na rysunkach 62 i 63 wynoszą:

dla wody bez korekty biogenów - $Y_{S/X} = 0,710$

dla wody z korektą biogenów - $Y_{S/X} = 0,713$

Wysoka zbieżność wartości współczynników syntezy biomasy świadczy o dużym podobieństwie populacji mikroorganizmów budujących błonę biologiczną obu układów badawczych. Wydaje się, że wspólne źródło wody, wraz z charakterystyczną dla niego kompozycją mikroorganizmów, silniej decyduje o właściwościach biomasy niż różnice w dostępności poszczególnych substratów. Nieco zaskakująca jest natomiast stosunkowo

wysoka wartość parametru „ $Y_{S/X}$ ”. Jego typowe wartości wynoszą bowiem około 0,3 [52]. Znane są jednak istotne przekroczenia podanej wartości [45] wynikające np. z wysokiej specyfiki pewnych kultur bakteryjnych lub też zdolności mikroorganizmów i błon biologicznych do adsorpcji organicznych domieszek wody. Wydaje się, iż w omawianym przypadku ta druga możliwość jest bardziej prawdopodobna, a podwyższony poziom współczynnika syntezy biomasy jest rzeczywiście charakterystyczną cechą tej populacji, ponieważ także w przeprowadzonych hodowlach okresowych mikroorganizmów pochodzących z tej samej wody uzyskiwano wartości wskaźnika „ $Y_{S/X}$ ” w granicach $0,52 \div 0,74$ [94]. Opisany wartością współczynnika syntezy biomasy rozdział usuwanego substratu między fazą stałą i gazową potwierdzony jest również przez bilans związków węgla (tab. 48), z którego wynika, że około 60% usuwanego substratu przechodzi do fazy stałej, a 30% do fazy gazowej. Ponieważ wartość parametru „ $Y_{S/X}$ ” ujmuje w sobie zarówno masę węgla organicznego przyswojonego do wnętrza komórki jak i tę zatrzymaną na zewnątrz, w strukturach błony biologicznej, to używany w stosunku do niego termin „współczynnika rozdziału” (między fazą stałą a gazową) wydaje się nie mniej trafny.

Znajomość wartości parametrów „ q_{max} ” i „ $Y_{S/X}$ ” jest wystarczająca do wyznaczenia współczynnika maksymalnej właściwej szybkości usuwania substratu (μ_{max}), zgodnie z równaniem (1.64), pod warunkiem, że w opisie przemian biochemicznych nie uwzględnia się współczynnika autolizy mikroorganizmów (k_d).

Ponieważ zagadnienie śmiertelności biomasy jest samo w sobie rozległym i złożonym tematem, to parametry z nim związane wyznaczone są tylko przy okazji bardzo szczegółowych opisów procesu biodegradacji. Wartość współczynnika „ k_d ” powoduje stosowne zmniejszenie wartości parametru „ μ ”. Według doświadczeń Billena [52] w wypadku biomasy immobilizowanej na nośniku, zmniejszenie to wynosi przeciętnie około 10% wartości parametru „ μ_{max} ”, kiedy samo wyznaczanie współczynnika „ μ_{max} ” bywa obarczone większym błędem. Co więcej, jak już wspomniano w rozdziale 1.5.2.4., parametry wzrostu biomasy wyznaczone w procedurze, która nie definiuje współczynnika „ k_d ” *de facto* uwzględniają jego wartość, choć nie jest ona znana. Wyznaczone wówczas wartości parametrów wzrostu biomasy określane są mianem „wartości netto”.

Do prezentowanego tu opisu kinetyki biodegradacji formalnie nie wprowadzono parametrów śmiertelności biomasy.

3.4.2.4. Wpływ zmiennych warunków procesu na podstawowe parametry kinetyki biodegradacji

Wyznaczona w poprzednim rozdziale wartość współczynnika syntezy biomasy jest integralną cechą określonej populacji mikroorganizmów i nie zależy ani od warunków środowiskowych ani od większości parametrów technologicznych procesu. Wartości wszystkich pozostałych współczynników są natomiast bardzo ściśle uzależnione zarówno od czynników środowiskowych jak i od sposobu prowadzenia procesu.

Wartości wyznaczonych w rozdziale 3.4.2.3. parametrów kinetycznych determinowane są przez następujące warunki doświadczenia:

prędkość filtracji	- $v_f = 2,0 \text{ m/h}$
średnie stężenie RWO w dopływie	- $S_0 = 3,39 \text{ gC/m}^3$
średnie stężenie BRWO w dopływie	- $S_0^{\text{BRWO}} = 0,82 \text{ gC/m}^3$ - woda bez korekty biogenów
	- $S_0^{\text{BRWO}} = 0,88 \text{ gC/m}^3$ - woda z korektą biogenów
temperatura procesu	- $T_{\text{sr}} \approx 12,5 \text{ }^\circ\text{C}$

Zwiększenie prędkości filtracji, przy zachowaniu wszystkich pozostałych warunków procesu, skutkuje obniżeniem stężenia biomasy jako następstwem zmiany warunków hydrodynamicznych panujących w złożu filtracyjnym. Wartość zmniejszenia stężenia biomasy może być obliczona na podstawie bardzo ścisłej zależności, która wiąże ubytek substratu z ilością biomasy potrzebnej do spowodowania tego ubytku (rys. 64 i 66). Różnicowanie substratu w miarę jego przemieszczania się w kolumnie GWA, spowodowane szybszym usuwaniem frakcji łatwiej biodegradowalnych w dopływowych częściach złoża powoduje, że w warstwach odpływowych ilość biomasy potrzebna do usunięcia jednego grama RWO (który tworzą tu związki trudniej biodegradowalne) wzrasta. Uwzględnienie tego efektu (rys. 65 i 67) znacząco poprawia dokładność szacowania zmian stężenia biomasy spowodowanych zmianami prędkości filtracji (tab. 49 i 50).

Przedstawione na rysunkach 68 i 69 oraz w tabelach (tab. 49 i 50) wyniki szacowania wartości parametrów kinetycznych biodegradacji, dla prędkości filtracji 6,0 m/h sprowadzają równanie Michaelisa-Menten do postaci:

$$q_s = \frac{0,565 \cdot S_e^{\text{BRWO}}}{0,155 + S_e^{\text{BRWO}}} \quad (3.21)$$

dla wody bez korekty biogenów, oraz

$$q_s = \frac{0,508 \cdot S_e^{\text{BRWO}}}{0,127 + S_e^{\text{BRWO}}} \quad (3.22)$$

dla wody z korektą biogenów.

Porównanie parametrów powyższych równań z zależnościami uzyskanymi dla prędkości filtracji 2,0 m/h (3.17) i (3.18) potwierdza spostrzeżenia autorów modelu "Chabrol", według których woda zawiera szereg frakcji RWO istotnie różniących się pod względem kinetyki rozkładu, a stwarzanie możliwości usuwania frakcji trudniej biodegradowalnych (np. poprzez stosowanie niskiej prędkości filtracji) powoduje nawet kilkukrotne obniżenie wypadkowej właściwej szybkości usuwania substratu (q_s) [52].

Najbardziej interesujący obszar do modelowej analizy biodegradacji oraz jej interakcji z procesem adsorpcji obejmuje czas generowania aktywności biologicznej, obejmujący głównie fazę adsorpcji oraz początki fazy *plateau*. Oprócz uwzględnianej już prędkości filtracji, podstawowe różnice dotyczące warunków procesu w tym obszarze w stosunku do warunków, w których dokonano wyznaczenia parametrów kinetycznych dotyczą:

- średniego stężenia RWO w dopływie - $S_0 = 3,8 \text{ gC/m}^3$
- temperatury procesu - $T_{sr} \approx 19 \text{ }^\circ\text{C}$

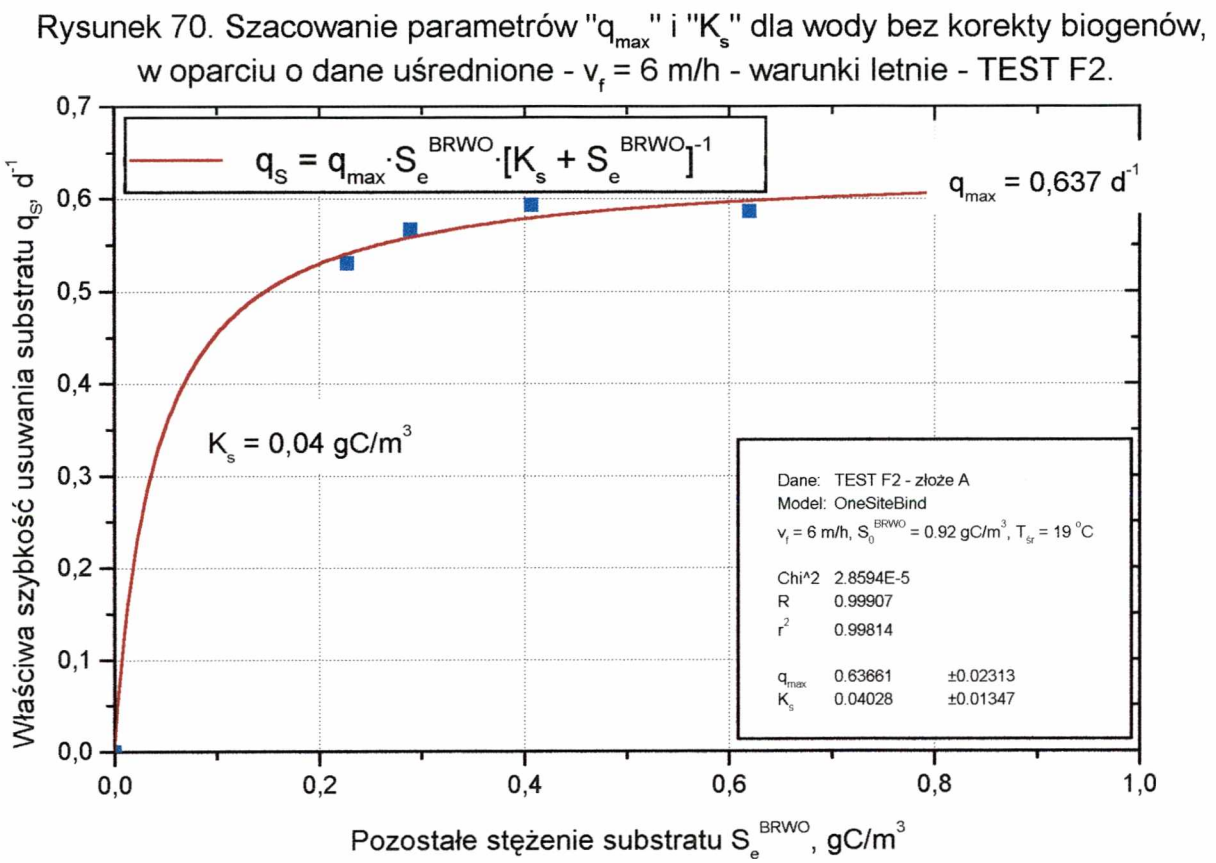
Wzrost stężenia RWO pociąga za sobą proporcjonalne zwiększenie BRWO (zakłada się stały udział frakcji BRWO w RWO), a to z kolei według Billena [52] skutkuje wzrostem stężenia biomasy. W zakresie małych zmian stężenia BRWO ($< 0,5 \text{ gC/m}^3$) zmiana stężenia biomasy związana jest liniowo ze zmianą stężenia frakcji biodegradowalnej rozpuszczonego węgla organicznego [52].

W oparciu o powyższe założenia wyznaczono wartości podstawowych parametrów kinetycznych biodegradacji dla warunków procesu, które charakteryzowały przebieg doświadczenia w fazie adsorpcji oraz w początkach fazy *plateau*. Uzyskano następującą postać równania Michaelisa-Menten:

$$q_s = \frac{0,637 \cdot S_e^{BRWO}}{0,04 + S_e^{BRWO}} \quad (3.23)$$

Parametry powyższego równania dotyczą wody bez korekty biogenów, ponieważ tylko taki roztwór podano do złóż GWA w analizowanym obszarze procesu. Wzrost współczynnika właściwej szybkości usuwania substratu związany jest z wyższą temperaturą procesu. Wartość stężenia frakcji BRWO oceniono na $0,92 \text{ gC/m}^3$. Szczegółowe dane związane z wyznaczeniem parametrów równania (3.23) przedstawiono na rysunku 70 oraz w tabeli 51. Wartość ostatniego z parametrów kinetyki biodegradacji, współczynnika maksymalnej właściwej szybkości przyrostu biomasy, obliczono w oparciu o równanie (1.64):

$$\mu_{\max} = q_{\max} \cdot Y_{S/X} = 0,637 \cdot 0,71 = 0,452 \text{ d}^{-1}$$



Zestawienie podstawowych parametrów charakteryzujących proces biodegradacji w złożu węgla aktywnego WD-ekstra, w warunkach odpowiadających przebiegowi doświadczenia w fazie adsorpcji oraz w początkach fazy *plateau*, zawarto w tabeli 52.

Tabela 52. Parametry charakteryzujące proces biodegradacji w złożu węgla aktywnego WD-ekstra.

Stężenie BRWO w dopływie	Średnie stężenie biomasy w złożu o wysokości 1,0 m, odniesione do:		Parametry kinetyczne			
	objętości złoża	objętości przestrzeni międzyziarnowych	K_s	$q_{\max}$	$Y_{S/X}$	$\mu_{\max}$
	X	X_e				
gC/m^3	gC/m^3	gC/m^3	gC/m^3	d^{-1}	gC/gC	d^{-1}
1	2	3	4	5	6	7
0,92	187,94	522,06	0,04	0,637	0,71	0,452

3.4.2.5. Symulacja krzywej aktywności biologicznej

Naturalnie wygenerowana aktywność biologiczna kolumny GWA wpływa na kształt krzywej przebiecia zmieniając jej teoretyczny przebieg (wyznaczony w rozdziale 3.4.1.3. i pokazany na rysunku 46) w kierunku przebiegu doświadczalnego, stabilizującego się na poziomie *plateau* (rys. 41). W celu uwzględnienia tego efektu zaproponowano sposób wyznaczania stężenia RWO usuwanego na drodze przemian biochemicznych.

Model opisujący usuwanie substratu organicznego przy pomocy biomasy naturalnie immobilizowanej w złożu węgla aktywnego oparto na dwóch podstawowych równaniach kinetyki biodegradacji tj. na opisującym wzrost biomasy równaniu Monoda (1.45) oraz opisującym usuwanie substratu równaniu Michaelisa-Menten (1.57) w postaci:

$$q_s = \frac{dS/dt}{X} = \frac{q_{\max} \cdot S_e^{\text{BRWO}}}{K_s + S_e^{\text{BRWO}}} \quad (3.24)$$

Zastępując pochodną (dS/dt) wartościami przyrostów skończonych ($\Delta S/\Delta t$) oraz uwzględniając zależności:

$$\Delta t = \frac{H}{v_f} \quad (3.25)$$

$$X = \varepsilon \cdot X_\varepsilon \quad (3.26)$$

otrzymujemy:

$$\Delta S^{\text{BRWO}} = \frac{H}{v_f} \cdot \varepsilon \cdot \frac{q_{\max} \cdot S_e^{\text{BRWO}}}{K_s + S_e^{\text{BRWO}}} \cdot X_\varepsilon \quad (3.27)$$

X - stężenie biomasy odniesione do objętości złoża, gC/m^3

X_ε - stężenie biomasy odniesione do objętości przestrzeni międzyziarnowych, gC/m^3

ε - porowatość międzyziarnowa, -

Δt - czas kontaktu ze złożem, d

Równanie (3.27) pozwala na wyznaczenie zmniejszenia stężenia RWO na skutek kontaktu oczyszczanej wody z biomasą, o założonym średnim stężeniu „ X_ε ”, przy czasie kontaktu „ Δt ”. Ponieważ w równaniu tym występują dwie niewiadome (ΔS^{BRWO} i ΔS_e^{BRWO}) obliczenie musi być prowadzone iteracyjnie aż do spełnienia zależności:

$$S_e^{\text{BRWO}} = S_0^{\text{BRWO}} - \Delta S^{\text{BRWO}} \quad (3.28)$$

Zadaniem członu modelu związanego z przyrostem biomasy jest wyznaczanie przedziałów czasu, po których będzie następowało generowanie kolejnych, rosnących

wartości stężenia biomasy (X_e). Czas wytworzenia w złożu GWA określonego stężenia biomasy wyznaczono całkując równanie Monoda (1.45) w granicach „0” do „ t_g ” oraz „ $\beta \cdot X_0$ ” do „ X_e ” przez co otrzymano, podobną do zaproponowanej przez Adamskiego [35], formułę opisującą czas generowania aktywności biologicznej:

$$t_g = \frac{\ln \frac{X_e}{\beta \cdot X_0} \cdot (K_s + S_e^{BRWO})}{\mu_{max} \cdot S_e^{BRWO}} \quad (3.29)$$

t_g - czas generowania aktywności biologicznej (potrzebny do wytworzenia stężenia biomasy „ X_e ”), d

X_0 - stężenie biomasy w wodzie dopływającej do złoża, gC/m³

β - udział biomasy zatrzymanej w złożu (stanowiącej podstawę namnażania) w stosunku do biomasy dopływającej „ X_0 ”, -

Dzięki równaniu (3.29) możliwe jest obliczenie czasu potrzebnego do wygenerowania stężenia biomasy „ X_e ” i uzyskania, wyznaczonego z zależności (3.27) i (3.28), stężenia substratu w odpływie „ S_e^{BRWO} ”. Czas ten może być wyrażony również w formie objętości filtratu:

$$V = V_d \cdot t_g \quad (3.30)$$

V_d - dobową objętość filtratu, $V_d = 0,1008$ m³/d

Praktyczne zastosowanie modelu wymaga określenia wartości parametru „ β ”, którą można wyznaczyć w oparciu o przekształcone równanie (3.29):

$$\beta = \frac{X_e}{X_0 \cdot \exp \left(\frac{t_g \cdot \mu_{max} \cdot S_e^{BRWO}}{K_s + S_e^{BRWO}} \right)} \quad (3.31)$$

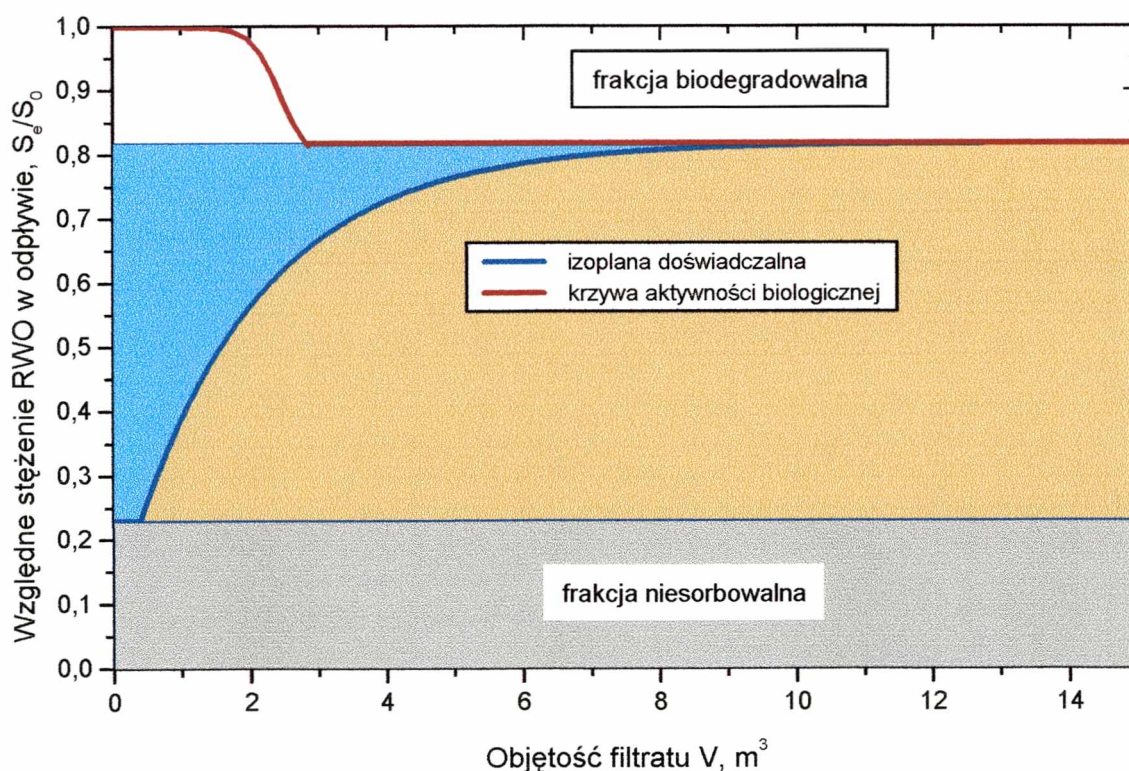
Współczynniki równania (3.31) opisują skrajne parametry pracy biologicznie aktywnej kolumny GWA, tj. stężenie biomasy w złożu w czasie $t = 0$ – X_0 oraz stan pełnej aktywności biologicznej po czasie $t = t_g$ – X_e , S_e^{BRWO} . Wartość stężenia biomasy „ X_e ” podano w tabeli 52. Stężenie frakcji BRWO w odpływie z kolumny węgla aktywnego zawierającej biomasę w stężeniu „ X_e ” wyznaczono w oparciu o równania (3.27) i (3.28) – $S_e^{BRWO} = 0,228$ g/cm³. Stężenie biomasy „ X_0 ” wyznaczono w oparciu o średnią wartość ogólnej liczby bakterii psychrofilnych w dopływie ($OLB_{20} \approx 50$ 1/cm³) oraz wyznaczony w badaniach błony biologicznej parametr opisujący ilość węgla organicznego przypadającą na jedną komórkę ($X_i = 4,5 \cdot 10^{-9}$ gC/1 kom.) – $X_0 = 0,225$ gC/m³. Zgodnie z obrazem izoplany (rys. 41), w którym mimo postępującego wysycania pojemności sorpcyjnej w fazie adsorpcji nie

obserwuje się przekroczenia poziomu *plateau* przyjęto, że czas generowania pełnej aktywności biologicznej kolumny węgla aktywnego WD-ekstra jest nie dłuższy niż czas potrzebny do pełnego wysycenia pojemności sorpcyjnej złoża, określony przebiegiem izoplany modelowej (rys. 46). Dla potrzeb wyznaczenia parametru „ β ” założono równość obu czasów – $t_g = 28,27$ d. W tej sytuacji wartość współczynnika „ β ” wyznaczona na podstawie równania (3.31) wynosi – $\beta = 0,044$.

Wynik symulacji wpływu aktywności biologicznej na wartość stężenia RWO w odpływie z kolumny GWA, opartej na równaniach (3.27-3.29) oraz danych doświadczalnych (test F2) pokazano na rysunku 71. Krzywą modelową przedstawiono we współrzędnych izoplany i porównano z położeniem eksperymentalnych punktów krzywej przebiecia.

Charakter otrzymanej krzywej modelowej jest bardzo zbliżony do obrazu uzyskanego przez Truleara [70]. Podobnie daje się tu zauważyć wstępną tzw. fazę indukcji, w której wpływ aktywności biologicznej jest nieistotny. Następnie pojawia się tzw. faza akumulacji biomasy, w której usuwanie RWO w procesach biochemicznych gwałtownie wzrasta aż do osiągnięcia kresu swoich możliwości (określonych wartością stężenia frakcji BRWO) w fazie *plateau*.

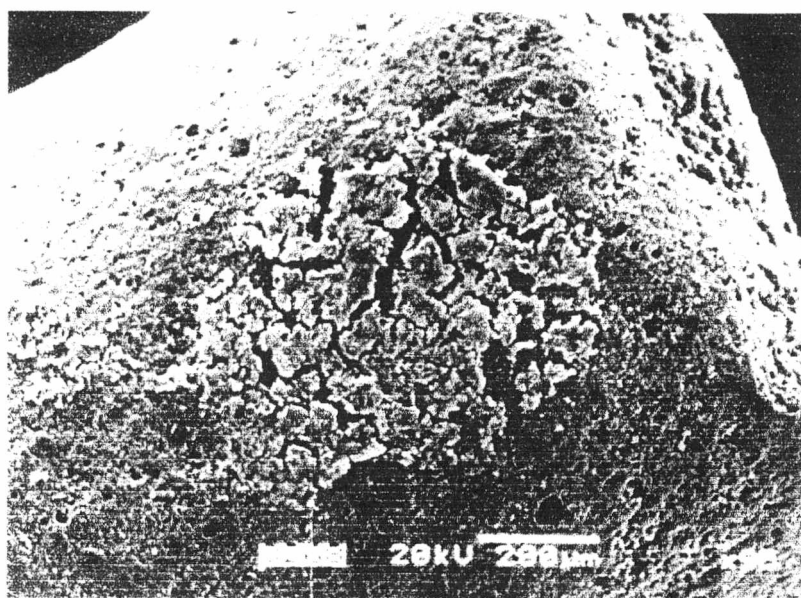
Rysunek 71. Porównanie modelowej krzywej aktywności biologicznej z doświadczalną krzywą przebiecia otrzymaną w teście F2.



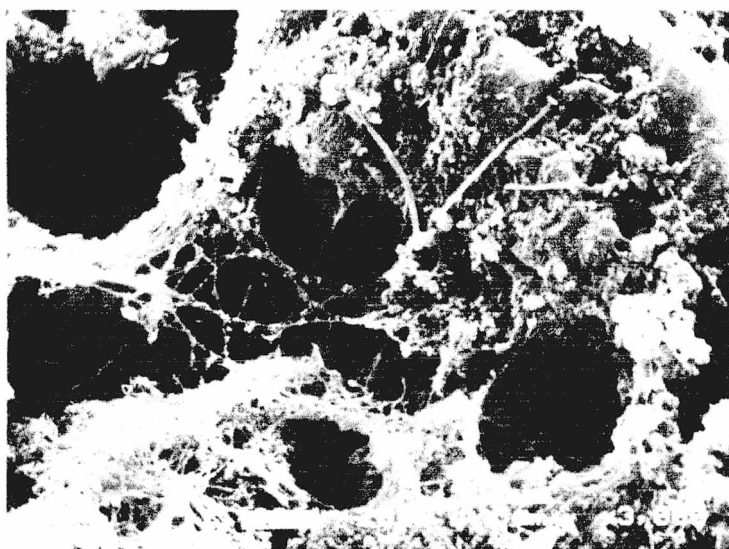
3.4.2.6. *Błona biologiczna i jej zapotrzebowanie na składniki środowiska*

Błona biologiczna, pokrywająca powierzchnię ziaren węgla aktywnego stanowi złożoną strukturę składającą się z mikroorganizmów, ich nierozpuszczonych wydzielin (śluz pozakomórkowy) oraz wielu nieorganicznych składników wody wytrącających się podczas filtracji lub też adsorbujących się na już wytrąconych zanieczyszczeniach. Obserwacje mikroskopowe wspomagane analizą rentgenospektralną pozwalają przynajmniej po części poznać jej budowę i niektóre funkcje.

Podstawowym wnioskiem wynikającym z obserwacji powierzchni ziaren GWA w mikroskopie skaningowym jest stwierdzenie niemalże całkowitego pokrycia powierzchni błoną biologiczną i to w całym przekroju wysokościowym kolumny. Spostrzeżenie to stoi w sprzeczności z założeniami niektórych modeli procesu adsorpcji-biodegradacji, które zakładają istnienie tzw. rozproszonego wzrostu biomasy, nie utrudniającego cząstkom adsorbentu dostępu do wewnętrznej struktury węgla. Trzeba tu zaznaczyć, że istnieje możliwość, iż przy stosowanym zwykle zasilaniu kolumny GWA od góry oraz odpowiednio częstych płukaniach złoża biomasa rzeczywiście nie przyjmuje postaci struktury ciągłej.

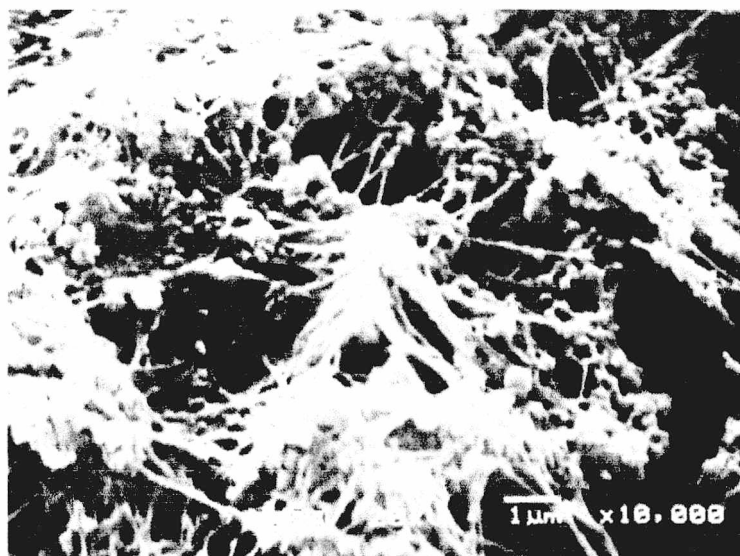


Fot. 10. Zachowany fragment najbardziej zewnętrznej warstwy struktury pokrywającej powierzchnię ziarna (x95).

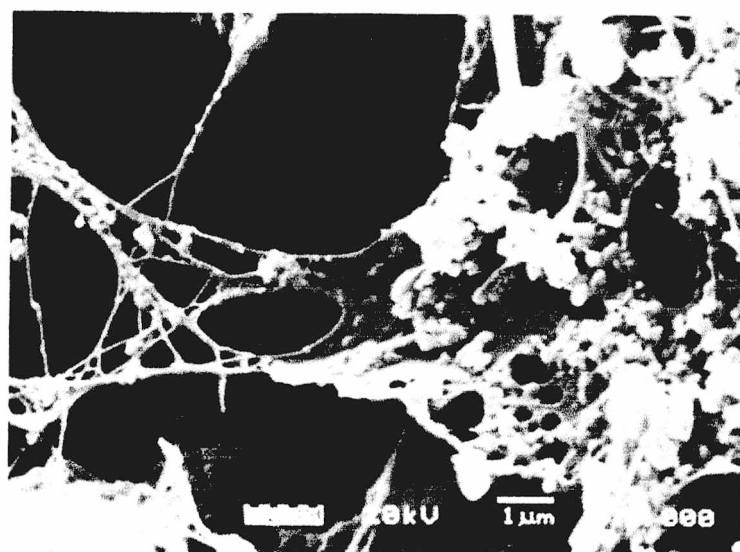


Typowy obraz nici śluzu
pozakomórkowego
wspomagającego
kolonizację powierzchni.

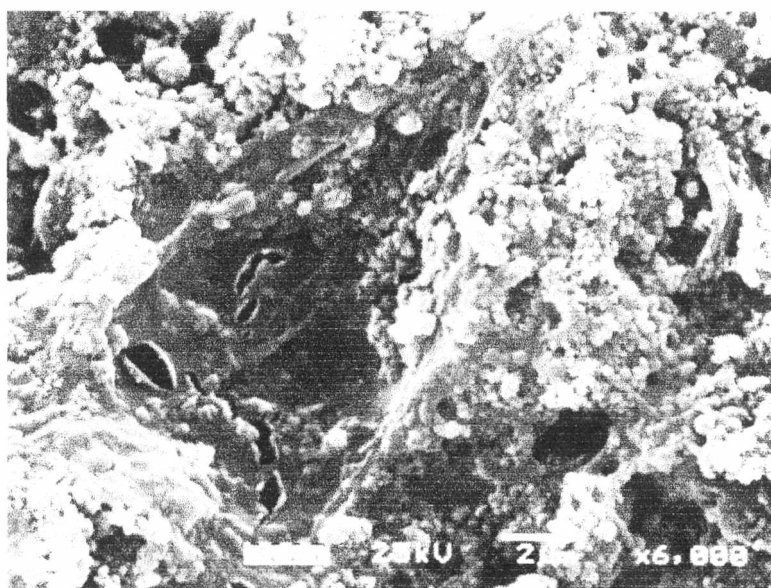
Fot. 11. - x3000



Fot. 12. - x10000

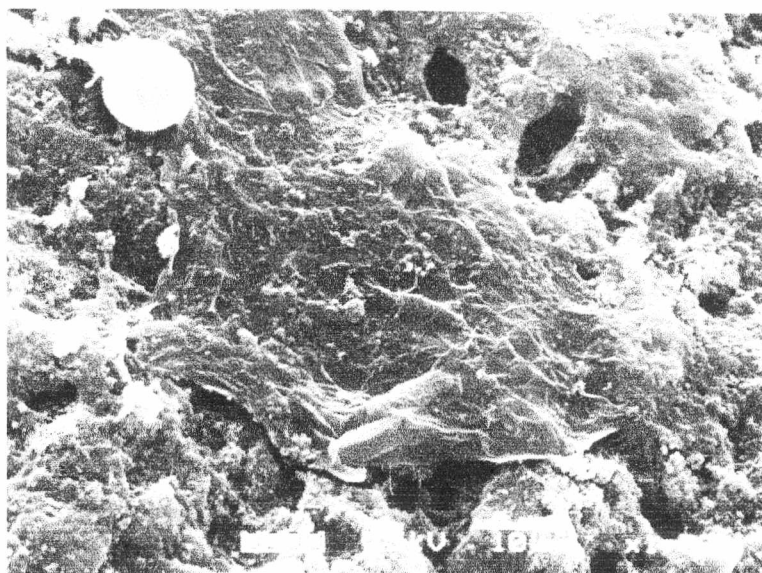


Fot. 13. - x10000



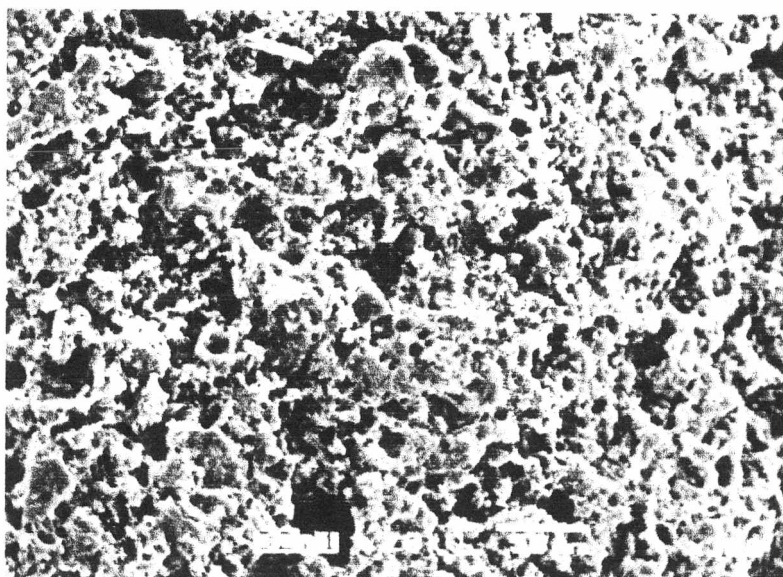
Fot. 14- x6000

Obraz często pojawiającej się na powierzchni ziaren węgla, zbudowanej z materii organicznej, cienkiej błonki.



Fot. 15 - x1500

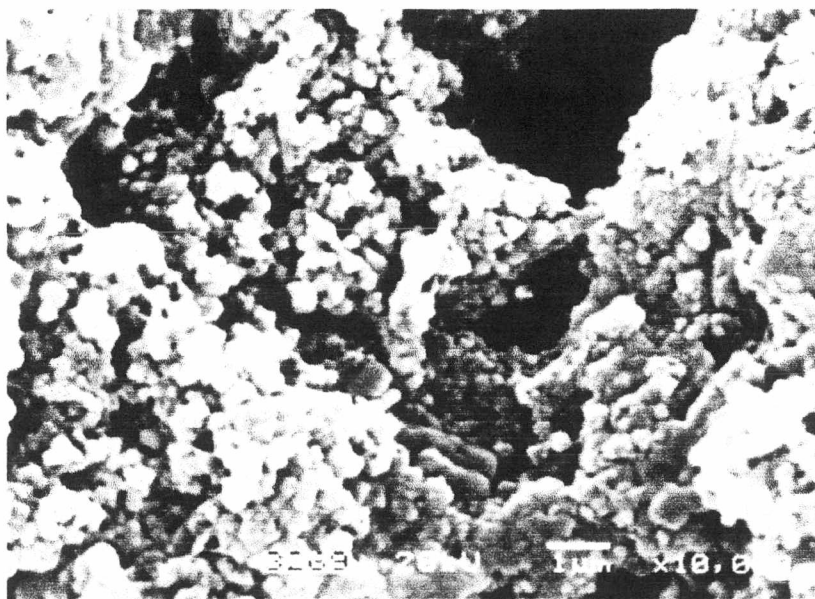
Fot. 16. Typowy obraz błony biologicznej w warstwie bezpośrednio przylegającej do naturalnej powierzchni ziarna - x300.



Być może właśnie na skutek sposobu zasilania złoża (od dołu) materiał pokrywający powierzchnię ziaren przybiera nie tylko postać struktury ciągłej ale i warstwowej. Na fotografii 10 widoczny jest zachowany fragment najbardziej zewnętrznej powierzchni błony. Jego grubość wskazuje, że formy takie mogą nie tylko przylegać do ziaren, ale także wypełniać przestrzeń międzyziarnowe złoża. Analiza składu chemicznego obserwowanej powierzchni pokazuje, że jej najbardziej zewnętrzne warstwy zbudowane są ze struktur mineralnych, głównie ze związków żelaza. W miarę zbliżania się do naturalnej powierzchni węgla rośnie udział form organicznych, z których część przypada niewątpliwie na żywą biomasę. W tym obszarze obserwuje się też zwiększony udział charakterystycznych włókien śluzu pozakomórkowego (fot. 11-13). Można stąd wnosić, że biomasa wraz ze śluzem tworzy podstawę do osadzania się innych nierozpuszczonych składników wody.

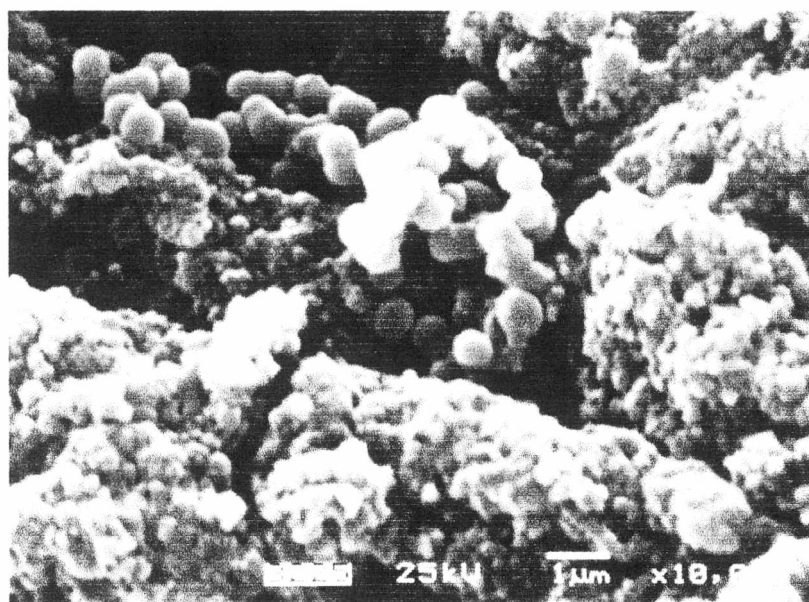
Inną, charakterystyczną formą występującą na powierzchni ziaren GWA jest cienka, organiczna błonka osiagająca znaczne, dochodzące do kilkuset mikrometrów rozpiętości (fot. 14-15). Obecność takich struktur na drodze filtrowanej wody stwarza możliwość zatrzymywania w filtrze również bardzo drobnych cząstek, być może nadaje błonie biologicznej właściwości adsorbentu.

Typowy obraz powierzchni ziarna ilustrujący wygląd tej części błony biologicznej, która znajduje się najbliżej powierzchni węgla pokazano na fotografii 16.

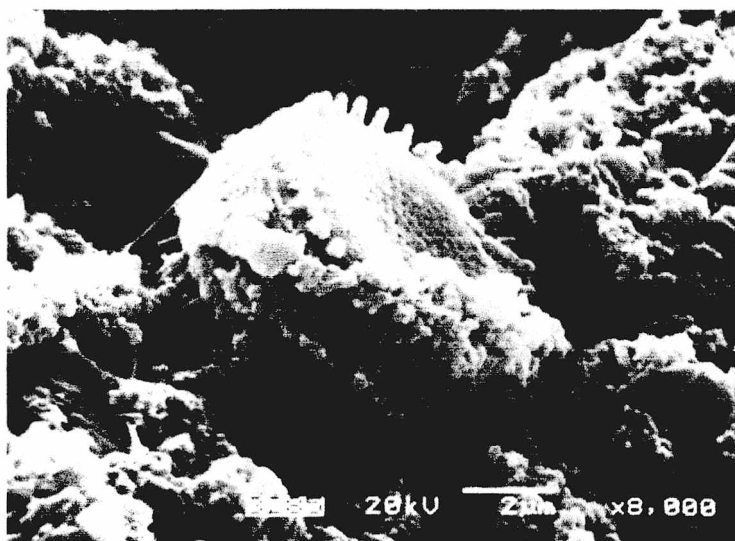


Fot. 17 - x10000

Typowy obraz błony biologicznej w warstwie bezpośrednio przylegającej do naturalnej powierzchni ziarna.

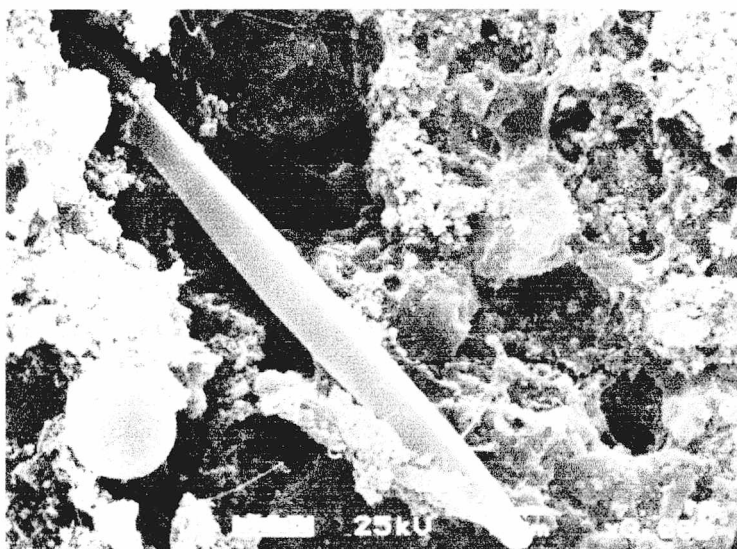


Fot. 18 - x10000

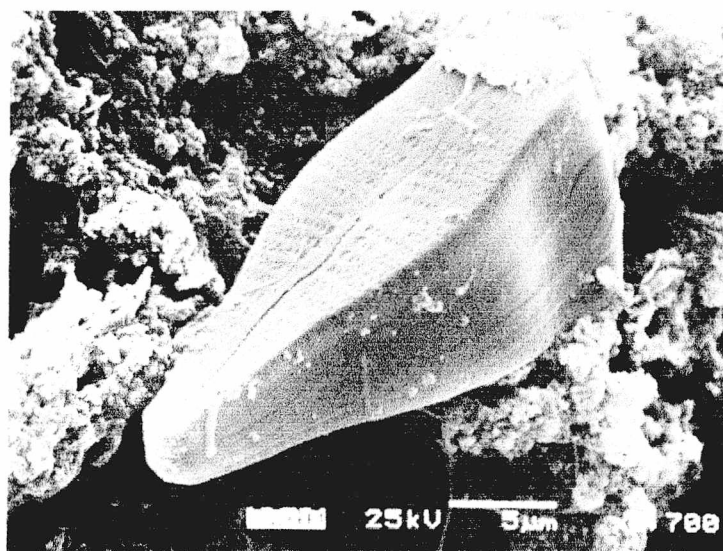


Obrazy mikroskopowe osiadłych na powierzchni błony biologicznej pancerzyków okrzemek z rodzajów *Melosira* (fot. 19) oraz *Synedra* (fot. 20 i 21).

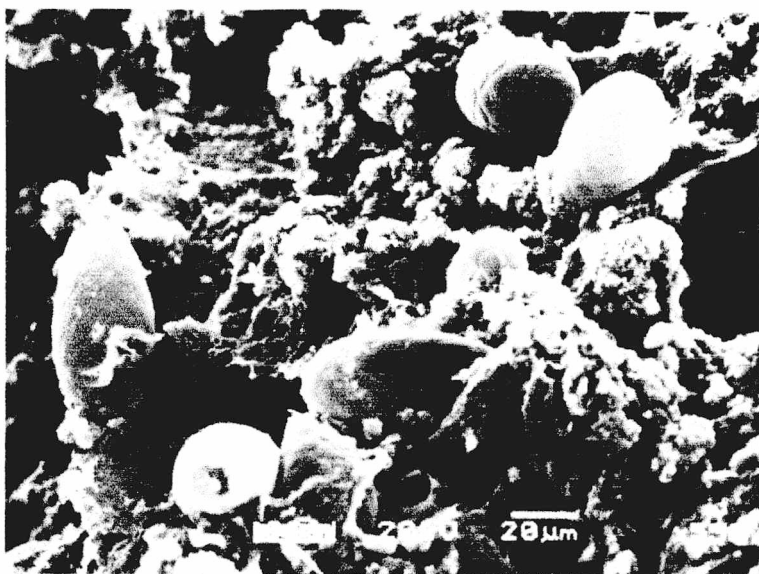
Fot. 19. - x8000



Fot. 20. - x3000

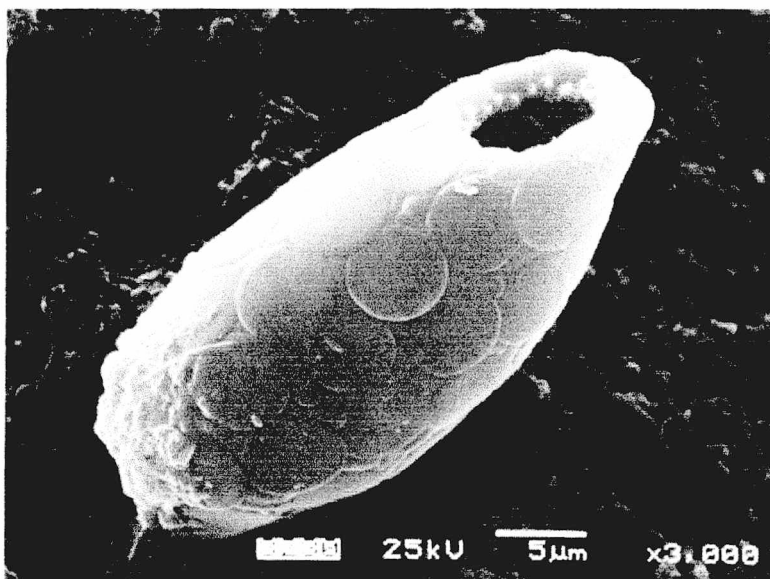


Fot. 21. - x3700

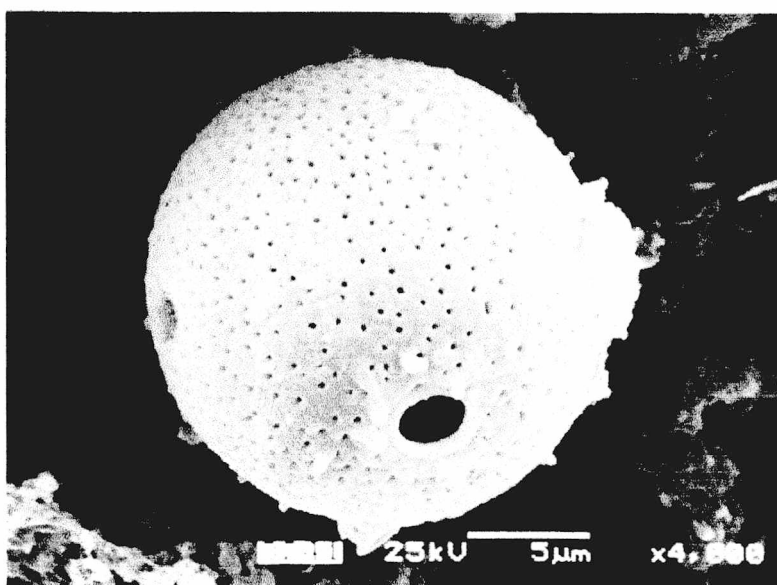


Obrazy mikroskopowe osiadłych na powierzchni błony biologicznej korzenionózek z rodzajów *Diffugia* lub *Sphenodoria* (fot. 22, fot. 23) oraz *Actinosphaerium* (fot. 24).

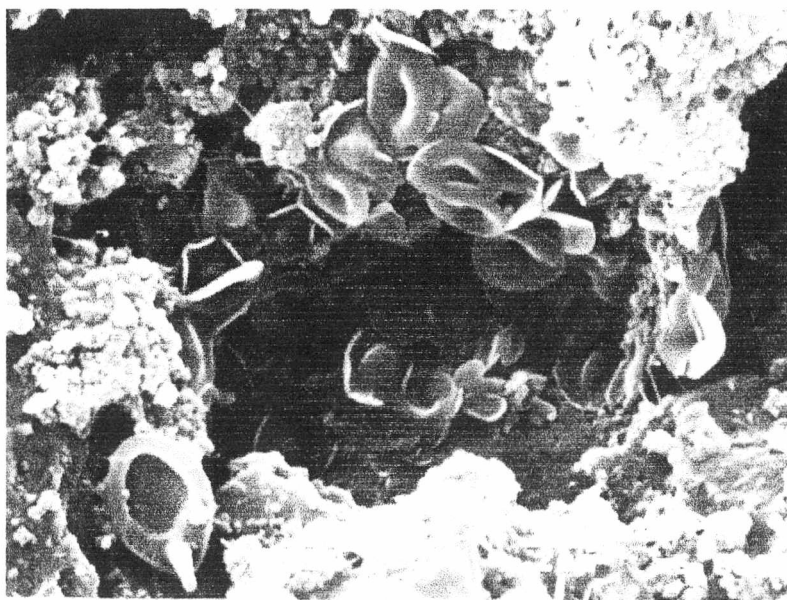
Fot. 22 - x550



Fot. 23 - x3000



Fot. 24 - x4000



Fot. 25. Licznie występujące krzemionkowe pozostałości po bliżej nie określonych organizmach (x6000).

To właśnie w tym obszarze można doszukać się najdrobniejszych, kulistych form komórkowych (fot. 17-18), wśród których znajdują się również bakterie heterotroficzne będące głównym czynnikiem sprawczym przemian biochemicznych zmierzających do usuwania związków węgla z wody.

Bakterie nie stanowią jedyne żywego elementu błony biologicznej i struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złóż GWA. Spotyka się tam wszystkie te organizmy, które występują w wodzie zasilającej. Im są one większe tym oczywiście trudniej jest je zachować w preparatach przygotowywanych do obserwacji mikroskopowych. Niemniej niekiedy udaje się w nich odszukać atrakcyjnie wyglądające formy autotroficznych okrzemek (fot. 19-21) czy cudzożywnych korzenionózek (fot. 22-24) oraz wielu krzemionkowych pozostałości bliżej nie określonych organizmów (fot. 25).

Utrzymywanie funkcji błony biologicznej wymaga dostarczenia składników niezbędnych do podtrzymywania czynności życiowych wchodzących w jej skład mikroorganizmów.

Na podstawie analizy danych zgromadzonych w tabeli 53, gdzie wyznaczono wartości stosunków C:N:P w wodzie zasilającej oraz po kolejnych stopniach filtracji węglowej (przy czym za „C” podstawiono wartość stężenia BRWO) w fazie *plateau* można wnosić, iż węgiel biodegradowalny jest w badanych układach nie tylko najważniejszym biogenem, ale pełni też

rolę składnika minimum. Wraz z filtracją wody przez kolejne warstwy złoża węgla aktywnego proporcje $C_{BRWO}:N:P$ zmieniają się bowiem w kierunku wzrostu parametrów „N” i „P” w stosunku do wartości „ C_{BRWO} ”. Oznacza to, że biodegradowalny węgiel organiczny jest proporcjonalnie najobficiej i najszybciej pobieranym składnikiem środowiska. Sytuacja ta dotyczy zarówno układu zasilanego wodą z korektą jak i układu zasilanego wodą bez korekty biogenów, z tą różnicą, że w wypadku tego ostatniego układu występuje praktycznie równomierny pobór BRWO i fosforanów (oznacza to zachowanie względnie stałej proporcji $C_{BRWO}:P$).

Węgiel organiczny nie jest jedynym substratem potrzebnym do podtrzymywania czynności życiowych mikroorganizmów immobilizowanych w złożu granulowanego węgla aktywnego. Do najważniejszych biogenów zaliczamy także tlen rozpuszczony oraz mineralne formy azotu i fosforu.

Na rysunkach 72 i 73 przedstawiono przyrost stężenia dwutlenku węgla, będącego produktem utleniania frakcji BRWO, w funkcji ubytku stężenia tlenu rozpuszczonego. Pomiarów dokonano w fazie *plateau* pracy złoż węgla aktywnych zasilanych wodą z korektą oraz bez korekty biogenów, w okresie stabilnych temperatur w całym układzie badawczym. W wypadku obu złoż większość punktów doświadczalnych leży w obszarze zapotrzebowania tlenu większego od wartości wynikających z wytwarzania CO_2 . Jest to zjawisko typowe dla tego procesu. Tlen zużywany jest bowiem również w reakcjach, w których powstają metabolity pośrednie, co nie daje efektu w postaci wytworzenia dwutlenku węgla ani nawet ubytku RWO [45]. Zapotrzebowanie na tlen zwiększa też obecność żelaza (II), manganu (II) i azotu amonowego - składników obecnych w badanej wodzie. Dobitnym tego dowodem jest fakt, że prosta opisująca wytwarzanie węgla w funkcji ubytku tlenu rozpuszczonego nie przechodzi przez początek układu współrzędnych, ale jest przesunięta w górę o wartość $0,32 \div 0,34$, wyrażającą pewien poziom zapotrzebowania tlenu nie związany z przebiegiem procesów, w wyniku których powstaje dwutlenek węgla. Średnia wartość jednostkowego zapotrzebowania tlenu, odniesiona do ilości usuwanego substratu wynosi około $1,5 \text{ gO}_2/\text{gC}_{\text{usuniętego}}$. Szczegółowe dane dotyczące zmian stężeń tlenu rozpuszczonego w testach F2 i F2' zawarto w tabelach 45-47.

Na rysunkach 74-77 przedstawiono ubytki mineralnych form azotu lub fosforu w funkcji usuwania RWO w fazie *plateau* pracy złoż węgla aktywnych, zasilanych wodami z korygowanym oraz nie korygowanym udziałem tych biogenów. Rozrzut punktów doświadczalnych wynikający z niskiej, w tym zakresie, dokładności oznaczenia stężeń azotu

oraz fosforu, nie neguje ogólnej tendencji wiążącej wzrost usuwania azotu i fosforu z rosnącymi ubytkami BRWO ($ch^2 \leq 5 \cdot 10^{-3}$).

Zapotrzebowanie biomasy na mineralne formy azotu jest podobne w wypadku obu badanych wód i wynosi średnio 0,2 gN/gC, czyli jest nieznacznie wyższe od typowych wartości podawanych przez literaturę, a mieszczących się w granicach 0,1 do 0,15 gN/gC [47].

Zapotrzebowanie na fosfor jest bardziej zróżnicowane i wynosi 0,015 gP/gC dla wody bez korekty biogenów i 0,026 gP/gC w wypadku wody z korektą biogenów, wobec wartości literaturowej 0,01 gP/gC [47]. Efekt ten związany jest z konkurencyjnością dwóch mechanizmów usuwania fosforanów, z których pierwszy to wiązanie fosforu przez biomasę a drugi to jego współstrącanie z wodorotlenkiem żelaza. Szczegółowe dane dotyczące zmian stężeń związków azotu oraz fosforu w testach F2 i F2' zawarto w tabelach 54-56.

Składnikiem struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złóż GWA, którego nie wolno pominąć jest żelazo. Żelazo nie pełni szczególnie istotnych funkcji w przemianach biochemicznych, chociaż w badanej wodzie obecne są także bakterie żelaziste, ale stanowi aż 30-40% suchej masy zawiesin zalegających w złożach GWA (tab. 38-39, rys. 54). Stężenie żelaza ogólnego w wodzie zasilającej nie przekracza wartości 0,2 gFe/m³. W strukturze błony biologicznej żelazo skupia się w jej najbardziej zewnętrznych warstwach i w praktyce może i powinno być usuwane ze złoża poprzez płukanie. W przeprowadzonych doświadczeniach filtry węglowe nie były płukane co doprowadziło do dużej kumulacji Fe(OH)₃. Dane dotyczące stężeń związków żelaza i manganu w wodzie filtrowanej przez złoża GWA w testach F2 i F2' zawarto w tabeli 57.

Podsumowanie

Pełna aktywność biologiczna kolumny GWA osiągnąta nie później jak po przefiltrowaniu około 10000 objętości złoża.

W fazie *plateau* ubytki RWO w kolejnych warstwach złoża są coraz mniejsze, co wiąże się ze stopniowym wyczerpywaniem puli podatnych na rozkład biochemiczny substratów tworzących frakcję BRWO. Stopień zmniejszenia RWO dochodzi tu do 20%.

Stężenia frakcji BRWO wyznaczone jako graniczne wartości możliwego usunięcia RWO, przy średnim stężeniu RWO w dopływie $S_0 = 3,39 \text{ gC/m}^3$ wynoszą:

0,82 gC/m³ - w wypadku wody bez korekty biogenów

0,88 gC/m³ - w wypadku wody z korektą biogenów

Stężenie biomasy w poszczególnych warstwach złóż GWA wyznaczono w oparciu o zawartą w nich liczbę bakterii psychrofilnych oraz jednostkowe wskaźniki zawartości biomasy w dopływowych warstwach złoża.

Wartości współczynników kinetycznych biodegradacji dla wód z korektą oraz bez korekty biogenów wyznaczone zgodnie z ogólną metodyką nie różnią się istotnie. Stosunkowo wysoka wartość współczynnika syntezy biomasy jest integralną cechą danej populacji bakterii i wiąże się najprawdopodobniej z jej zdolnością do sorbowania cząstek RWO. Stwierdzono, że wprowadzenie do oczyszczanej wody dodatkowego źródła azotu i fosforu poprawia nieco usuwanie RWO, ale prowadzi też do przerostów biomasy przez co jej faktyczna efektywność spada.

Uwzględnienie wpływu zmieniających się warunków procesu na parametry kinetyczne umożliwia wyznaczenie ich wartości dla zakresu doświadczenia, w którym zachodziło generowanie aktywności biologicznej, a za usuwanie RWO odpowiedzialne były zarówno procesy adsorpcji jak i biodegradacji. W przypadku wody o składzie naturalnym wartości współczynników wynoszą:

$$S_0^{\text{BRWO}} = 0,92 \text{ gC/m}^3$$

$$K_s = 0,04 \text{ gC/m}^3$$

$$q_{\text{max}} = 0,637 \text{ d}^{-1}$$

$$Y_{S/X} = 0,71 \text{ gC/gC}$$

$$\mu_{\text{max}} = 0,452 \text{ d}^{-1}$$

Wartości współczynnika autolizy mikroorganizmów (k_d) nie wyznaczano.

Model opisujący usuwanie substratu organicznego przy pomocy biomasy naturalnie immobilizowanej, w złożu węgla aktywnego, oparto na równaniach kinetyki wzrostu biomasy oraz kinetyki usuwania substratu. Kalibracji modelu dokonano w oparciu o wyznaczone doświadczalnie współczynniki opisujące skrajne parametry pracy biologicznie aktywnej kolumny GWA. Obrazem modelu jest typowy przebieg krzywej aktywności biologicznej.

Obserwacje mikroskopowe błony biologicznej pokrywającej powierzchnię GWA przedstawiają obraz złożonej struktury zawierającej zarówno organizmy żywe (z różnych poziomów troficznych) jak i szereg martwych komponentów mineralnych i organicznych. Tworzą one często struktury o charakterze ciągłym oraz warstwowym, z udziałem charakterystycznych form o kształtach kul, włókien i błon.

Do podstawowych komponentów środowiska pobieranych przez biomasę zaliczono, oprócz węgla organicznego, dostępne dla mikroorganizmów formy azotu i fosforu oraz tlen

rozpuszczony. Przeciętne wartości wskaźników poboru tych składników określono na poziomie 0,2 gN/gC_{usuniętego} oraz 0,015 gP/gC_{usuniętego}. Zapotrzebowanie na tlen było istotnie wyższe od teoretycznych potrzeb związanych z wytwarzaniem dwutlenku węgla i wynosiło 1,5 gO₂/gC_{usuniętego}, przy czym pewne jego ilości były też zużywane na utlenianie związków żelaza, manganu oraz azotu amonowego.

Znaczącym składnikiem struktur pokrywających powierzchnię ziaren GWA okazały się związki żelaza, które skupione w najbardziej zewnętrznych warstwach błony są łatwe do usunięcia poprzez płukanie złoża.

3.4.3. Superpozycja procesów adsorpcji i biodegradacji w złożu GWA

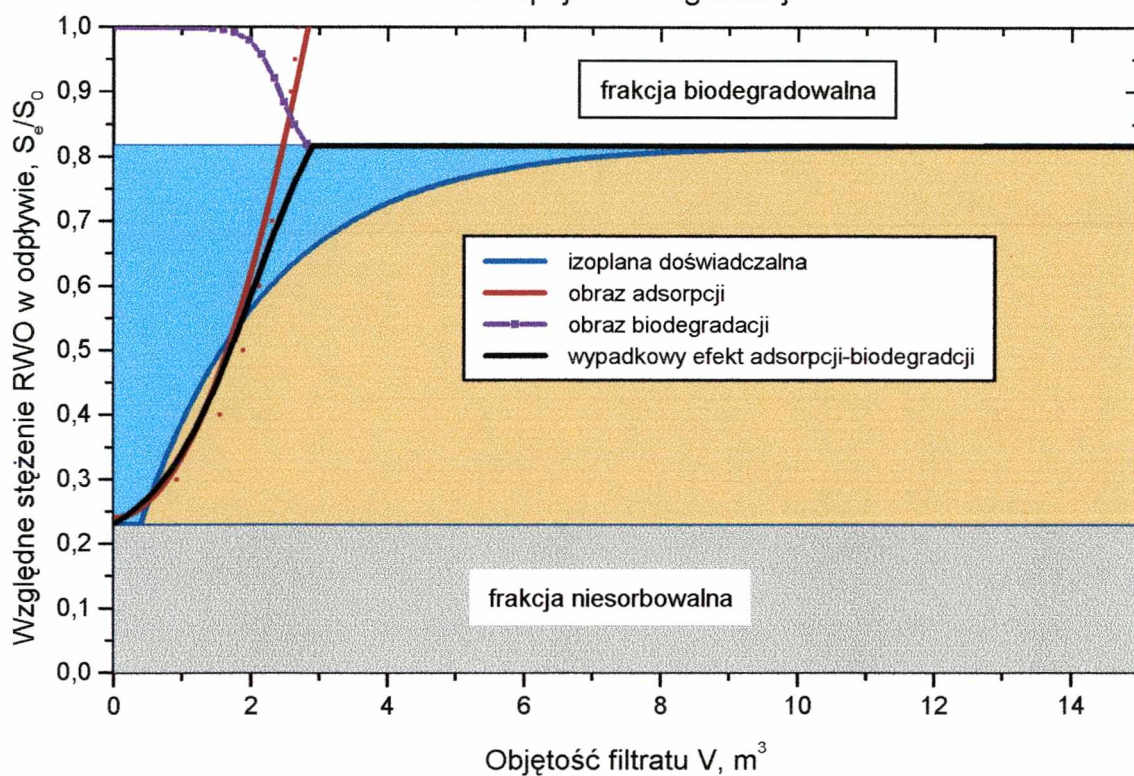
W rozdziale 3.4.1.3. wyznaczono modelową izoplanę symulującą przebieg adsorpcyjnego usuwania RWO w złożu węgla aktywnego WD-ekstra, w warunkach analogicznych do przeprowadzonego doświadczenia - TEST F2 (rys. 46).

W rozdziale 3.4.2.5., w oparciu o model kinetyki biodegradacji, wyznaczono krzywą aktywności biologicznej kolumny GWA, która przedstawiona we współrzędnych izoplany, obrazuje wpływ namnażającej się biomasy na wartość pozostałego po procesie biochemicznym stężenia RWO (rys. 71).

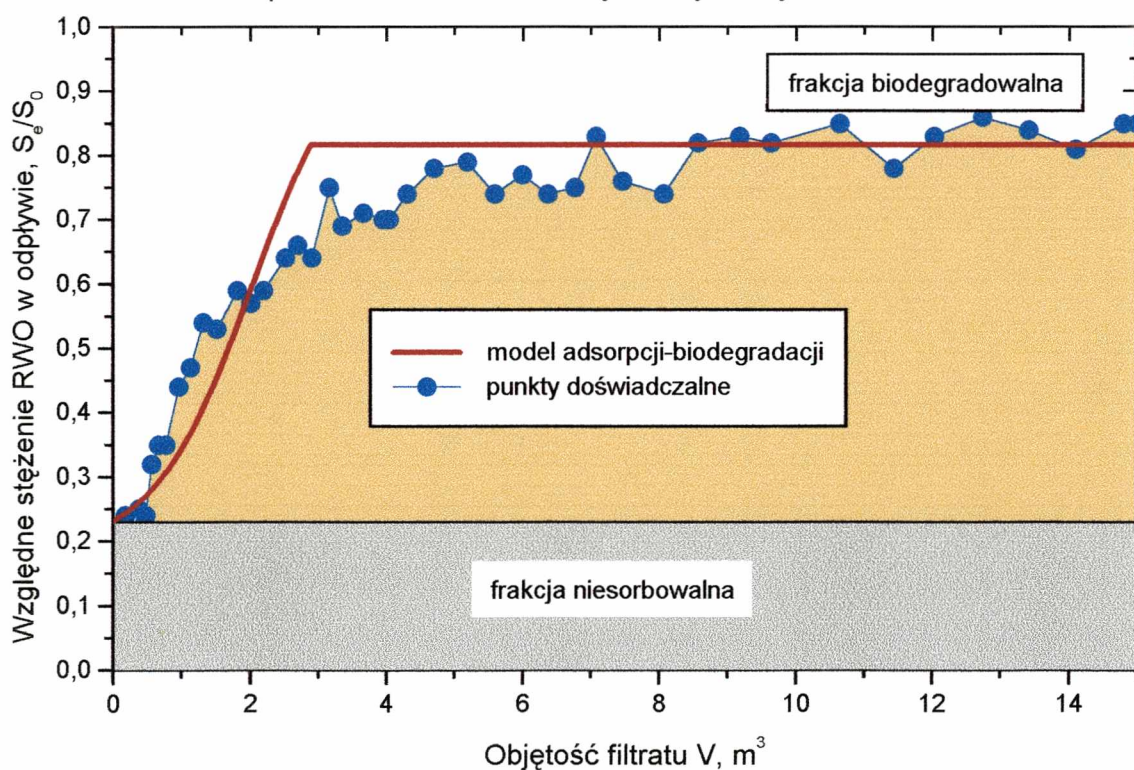
Połączenia dwóch wyżej przedstawionych opisów dokonano poprzez graficzne zsumowanie efektów adsorpcji - opisanych izoplaną modelową oraz biodegradacji - opisanych krzywą aktywności biologicznej. Konstrukcję tego złożenia, wraz z elementami składowymi oraz wypadkową izoplaną pokazano na rysunku 78. Na rysunku 79 porównano przebieg izoplany modelowej z punktami doświadczalnymi.

Należy uznać, że wypadkowa krzywa przebiecia dobrze naśladuje główne tendencje wynikające z mechanizmów adsorpcyjnego oraz biochemicznego usuwania rozpuszczonego węgla organicznego w pełnym, obejmującym zarówno fazę adsorpcji jak i fazę *plateau*, cyklu pracy kolumny węgla aktywnego. Niewątpliwie słabą stroną przedstawionej symulacji jest brak płynnego przejścia pomiędzy fazą adsorpcji a fazą *plateau*. Wygenerowanie płynnego połączenia obu faz wymagało by skonstruowania modelu krzywej aktywności biologicznej w kształcie odwróconej litery „S” oraz modelu krzywej przebiecia kolumny adsorpcyjnej w kształcie litery „S”. Pierwszy zabieg jest stosunkowo prosty i wiąże się tylko z wprowadzeniem do modelu kinetyki biodegradacji pojęcia pojemności złoża w stosunku do gromadzonej w nim biomasy. Jeżeli zaś chodzi o obraz krzywej przebiecia to wszystkie znane autorowi modele dynamiki adsorpcji dają paraboliczny kształt izoplany i trudno doszukać się w nich takich elementów, które pozwoliłyby na jakąkolwiek korektę tego kształtu.

Rysunek 78. Konstrukcja wypadkowej izoplany przez sumowanie efektów adsorpcji i biodegradacji.



Rysunek 79. Porównanie modelowej izoplany adsorpcji-biodegradacji z punktami doświadczalnymi uzyskanymi w teście F2.



3.5. UWAGI NA TEMAT PARAMETRÓW TECHNOLOGICZNYCH PROCESU FILTRACJI BIOLOGICZNEJ

Wielkość czynników wpływających na stymulowane obecnością biomasy przemiany biochemiczne zachodzące w złożach węgla aktywnych oraz często trudne do przewidzenia kierunki reakcji sprawiają, że filtracja biologiczna jest procesem trudnym w eksploatacji. Istnieją przykłady zarówno jej umiejętnego prowadzenia jak i całkowicie chybionych zastosowań.

Warunkiem koniecznym do rozważania aplikacji procesu jest obecność w oczyszczanej wodzie odpowiednio wysokiego stężenia biodegradowalnego węgla organicznego, ponieważ możliwości usuwania RWO mieszczą się tutaj właściwie tylko w granicach frakcji BRWO. Zwiększenie stężenia węgla biodegradowalnego umożliwia wstępne ozonowanie wody, co jest zabiegiem często łączonym z filtracją biologiczną. Woda powinna ponadto cechować się wysokim stężeniem tlenu rozpuszczonego oraz obecnością przyswajalnych przez biomasę związków azotu i fosforu, zapewniających przynajmniej proporcję $C_{BRWO}:N:P = 100 : 10 : 1$.

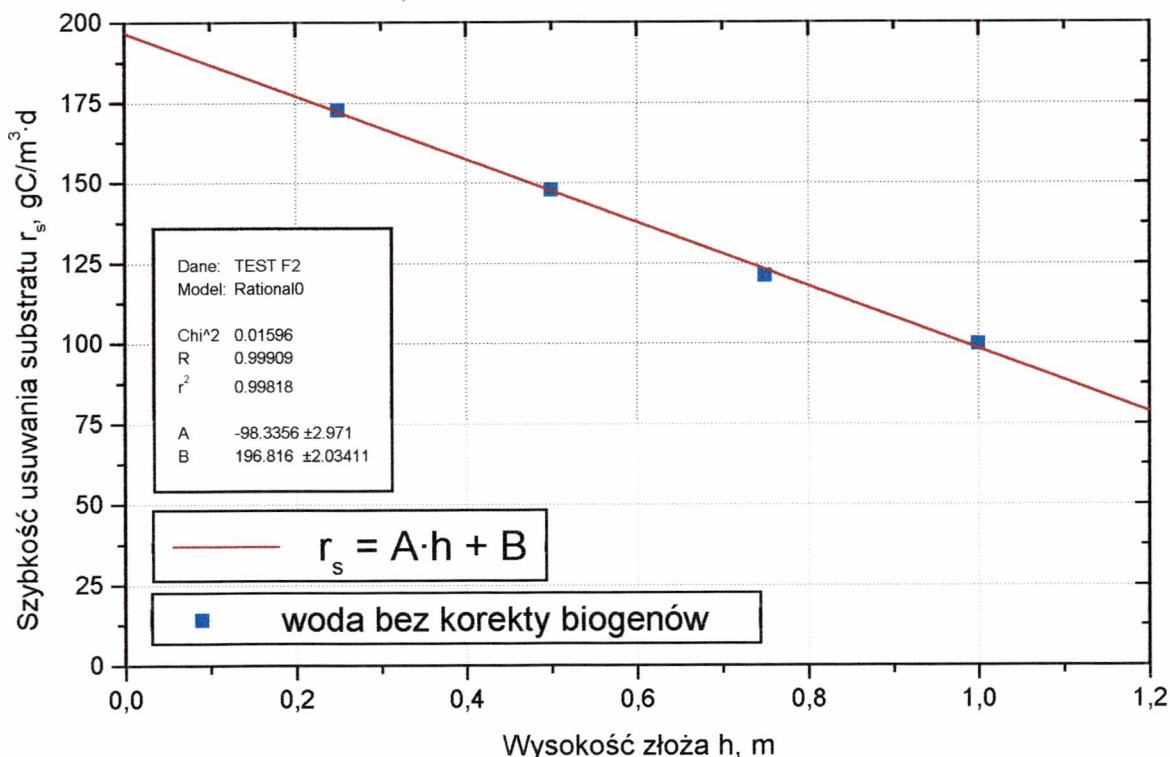
Oprócz stężenia frakcji biodegradowalnej, parametrami opisującymi proces i jego możliwości są wyznaczone w pracy współczynniki kinetyczne biodegradacji. Niska wartość stałej substratowej (K_s) świadczy o dużym powinowactwie zawartej w złożu biomasy do usuwania występującego w wodzie substratu, im jest ona niższa tym mniejsze jest pozostałe stężenie BRWO. Właściwa szybkość przyrostu biomasy (μ) oraz współczynnik syntezy biomasy ($Y_{S/X}$) opisują właściwości mikroorganizmów tworzących błonę biologiczną. I wreszcie, właściwa szybkość usuwania substratu (q_s) jest parametrem sprawności biomasy w jej podstawowej funkcji, którą jest zmniejszanie stężenia rozpuszczonego węgla organicznego.

Z technologicznego punktu widzenia parametrem nie mniej wartościowym od współczynnika właściwej szybkości usuwania substratu jest współczynnik szybkości usuwania RWO (r_s), którego wartość dostarcza bardzo praktycznej informacji na temat ilości rozpuszczonego węgla organicznego usuwanego w określonym czasie w 1 m^3 objętości złoża. Typowe wartości tego parametru mieszczą się w granicach $50 - 150\text{ gC/m}^3\cdot\text{d}$ [8]. W przeprowadzonych badaniach (testy F2 i F2') uzyskano wartości z tego samego przedziału (rys. 80-83), przy czym nieco wyższą efektywność usuwania RWO obserwowano w wypadku wody z korektą biogenów. Wpływ pionowego rozmieszczenia biomasy w złożu filtracyjnym

wyraża się prawie dwukrotnie wyższą szybkością usuwania RWO w warstwie dopływowej ($h = 0,25$ m) od wartości średniej dla całego złoża ($H = 1,0$ m) (rys. 80, 81, 83). W warunkach letnich, przy prędkości filtracji $6,0$ m/h i średnim stężeniu frakcji BRWO wynoszącym $0,92$ gC/m³ przeciętna wartość współczynnika szybkości usuwania substratu dla złoża o wysokości $1,0$ m wyniosła 100 gC/m³·d (rys. 83), co zgodnie z symulacją przedstawioną na rysunku 82 jest wartością bliską maksymalnej ($r_{\max} = 117$ gC/m³·d).

Wśród parametrów wody ulegających zmianom podczas filtracji przez złożo biologicznie aktywnego GWA znajduje się również współczynnik pH. Zagrożenie nadmiernym obniżeniem wartości pH, spowodowanym wytwarzaniem w układzie dwutlenku węgla, dotyczyć będzie raczej wód o niskiej zasadowości. W przeprowadzonych badaniach, gdzie średnia zasadowość wynosiła około $3,0$ val/m³ pH spadało o nie więcej niż $0,2$ dając wartość w odpływie zawsze powyżej $7,0$ (tab. 27 i 45).

Rysunek 83. Wysokość złoża a szybkość usuwania RWO w fazie *plateau* pracy złoża węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów
- $v_f = 6$ m/h - warunki letnie - TEST F2.



Ważnym aspektem projektowym procesu jest wymagana wysokość złoża filtru biologicznego. Teoretycznie nie musi być ona większa od zasięgu biologicznie aktywnej strefy złoża, ponieważ znajdujący się poza tą strefą nadkład węgla nie pełni już istotnych funkcji związanych z usuwaniem RWO. Z powodzeniem stosuje się złoża o wysokości 1,0 m [71]. Niskie złożo nie zabezpiecza jednak przed pojawianiem się w filtracie zwiększonej liczby bakterii, których ilości, oznaczone metodą płytkową, mogą dochodzić do kilku tysięcy komórek w centymetrze sześciennym (tab. 26 i 40), kiedy ich najwyższa dopuszczona prawem ilość (OLB₂₀ w wodzie podawanej do sieci wodociągowej) to 100 sztuk w centymetrze sześciennym [11]. Ograniczenie tego zjawiska wymaga istotnego podniesienia wysokości złoża, lub lepiej, zastosowania filtracji wielostopniowej. Jednak i te zabiegi nie uwalniają od bezwzględного wymogu efektywnej dezynfekcji wody odpływającej z biologicznie aktywnych złóż GWA.

Obciążenia hydrauliczne filtrów węglowych z immobilizowaną biomasą mieszczą się w zakresie wartości typowych dla filtracji pospiesznej. Wysokość złoża wraz z prędkością filtracji powinny zapewnić około 10-minutowy czas kontaktu [71]. Wydłużanie czasu kontaktu od 10 do granicznej wartości 30 min. daje co prawda poprawę efektów biodegradacji, ale zazwyczaj nie jest ona warta dodatkowych nakładów, które w związku z tym trzeba ponieść.

Oprócz doboru dawki ozonu zasadniczy element eksploatacji filtrów biologicznych stanowi częstotliwość oraz intensywność płukań. Muszą być tutaj pogodzone dwa sprzeczne dążenia, z których pierwsze zmierza do wytworzenia w złożu jak największego stężenia biomasy, drugie zaś usiłuje zabezpieczyć układ przed przebicciem złoża oraz niekontrolowanym uwalnianiem zgromadzonych w nim zawiesin. Ze względu na wysoką specyfikę poszczególnych aplikacji procesu, parametry płukania powinny być dobierane indywidualnie tak, aby ich skutkiem było odświeżanie a nie niszczenie błony biologicznej, co oznacza dążenie do usuwania zewnętrznych warstw biofilmu.

W przeprowadzonych doświadczeniach, zasilane od dołu filtry, z założenia nie były płukane. Nadmiar zawiesin przemieszczał się w złożu aż do pojawienia się w odpływie. Złoża zatem płukały się same w momentach gdy kolmatacja przestrzeni międzyziarnowych zbyt silnie tłumiała przepływ. W odniesieniu do OWO niekontrolowane wypływy zawiesin w fazie *plateau* zawierały około 30% uprzednio usuniętej masy węgla (tab. 48). Ewidentnie niekorzystnym efektem braku wymuszonych płukań złoża była nadmierna mineralizacja i zanieczyszczenie błony biologicznej (tab. 32 i 39, rys. 40, 54, 56).

Częstotliwość płukań, o czym warto pamiętać, nie jest parametrem stałym. Zależy bowiem od aktywności biomasy, a szczególnie od tempa jej namnażania, które zmienia się wraz ze zmianami temperatury oraz składu wody.

Ważnym i obszernym zagadnieniem, którego w tej pracy nie poruszono jest obecność w wodzie, poddanej oczyszczaniu z wykorzystaniem procesów biochemicznych, metabolitów oraz produktów niepełnego utleniania oraz ich wpływ na zdrowotną jakość wody.

3.6. PODSUMOWANIE

Opisany w poprzednim rozdziale proces filtracji biologicznej stanowi ostatnią fazę pracy złoża granulowanego węgla aktywnego. Wygenerowanie aktywności biologicznej w kolumnie GWA wymaga czasu. We wstępnym okresie wpracowania zasadniczą rolę w usuwaniu rozpuszczonego węgla organicznego odgrywa adsorpcja. W okresie przejściowym, pomiędzy fazą adsorpcji a fazą *plateau* możemy mówić o dwoistym mechanizmie usuwania RWO, charakterystycznym dla procesu adsorpcji-biodegradacji. Typowe kształty krzywych przebiega ilustrują zasadnicze różnice między cząstkowymi procesami. Adsorpcja posiada duże możliwości usuwania RWO, ale ograniczoną pojemność. Biodegradacja usuwa znacznie mniejsze ilości domieszek organicznych, ale daje trwały w czasie efekt – jej możliwości nie ulegają wyczerpaniu.

Dokonanie wyboru pomiędzy wysokosprawną adsorpcją, niewyczerpywalną biodegradacją, czy też przedłużoną pracą kolumny adsorpcyjnej w procesie adsorpcji-biodegradacji uwarunkowane jest wartością dopuszczonego przez projektanta końcowego stężenia RWO. Wyniki tej pracy, wraz z zaproponowanym opisem procesu adsorpcji-biodegradacji, mogą być pomocne przy podejmowaniu takich właśnie decyzji.

Formułując końcowe wnioski trzeba jednak podkreślić, że zarówno wyznaczone tu parametry procesu jak i współczynniki modelowe, a także ogólne właściwości układu badawczego mają najczęściej indywidualne znaczenie i ich zbyt szerokie uogólnianie nie jest możliwe. Na podstawie wykonanych badań oraz przeprowadzonych analiz postawiono następujące, zasadnicze tezy:

- Porównanie pracy węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL wypada na korzyść tego pierwszego i to zarówno w fazie adsorpcji jak i fazie *plateau*.
- Praca złoża węgla aktywnego WD-ekstra umożliwia około 80% usunięcie RWO – w zakresie wykorzystywania jego właściwości adsorpcyjnych oraz około 20% usunięcie RWO – w procesach biochemicznych katalizowanych przez immobilizowaną w złożu biomasę.
- Możliwości immobilizacji biomasy w złożach węgla aktywnego związane są z cechami samej biomasy (np. zdolnością do wytwarzania śluzu) oraz zawartością dogodnej do zasiedlenia powierzchni ziarna. Prawdopodobne cechy podłoża sprzyjające immobilizacji to występowanie nierówności i chropowatości powierzchni

oraz ekspozycja w kierunku substratów niezbędnych do podtrzymywania czynności życiowych mikroorganizmów.

- Stwierdzono dodatnią korelację pomiędzy ilością zgromadzonych w złożu zawieszin (w tym biomasy) a skutecznością usuwania RWO oraz innych domieszek wody w fazie *plateau*.
- Stężenie frakcji BRWO w badanej wodzie mieści się w granicach $0,8 \div 0,9 \text{ gC/m}^3$.
- Możliwości usuwania RWO w fazie *plateau* sięgają 20%, a praktyczna wydajność procesu wynosi około $100 \text{ gC/m}^3 \cdot \text{d}$.
- Nadmiar biogenów nieznacznie poprawia usuwanie RWO w procesie biodegradacji, ale prowadzi też do obniżenia faktycznej wydajności biomasy.
- Model matematyczny procesu adsorpcji-biodegradacji oparto na zsumowaniu efektów adsorpcji – opisanych izoplana modelową oraz biodegradacji – opisanych krzywą aktywności biologicznej. Symulowana modelem izoplana procesu adsorpcji-biodegradacji naśladuje główne tendencje widoczne w obrazie krzywej doświadczalnej, jednak jej istotną wadą jest brak płynnego przejścia od fazy adsorpcji do fazy *plateau*.
- Zarówno obraz doświadczalnej krzywej przebiegu jak i przebieg modelowej izoplany procesu adsorpcji-biodegradacji wskazują, że pozytywny efekt aktywności biologicznej w usuwaniu RWO zaznacza się dopiero w zakresie stosunkowo wysokich wartości S/S_0 – co najmniej powyżej 0,6.
- Możliwości wykorzystania biodegradacji do usuwania RWO z oczyszczanej wody zarówno w procesie wydzielonym jak i w adsorpcji-biodegradacji zależą od:
 - wartości dopuszczonego, końcowego stężenia RWO,
 - wartości stężenia frakcji BRWO,
 - gwarancji realizowania zapotrzebowania błony biologicznej na podstawowe biogeny.

4. LITERATURA

1. WIĄCKOWSKI S.: Ekologia ogólna. Oficyna Wydawnicza „BRANTA”, Bydgoszcz 1998.
2. ZBIEĆ E., DOJLIDO J.R.: Uboczne produkty dezynfekcji wody. *Ochrona Środowiska*, 1999, nr 3(74), ss. 37-44.
3. National Academy of Science: Epidemiological studies of cancer frequency and certain organic constituents of drinking water - a review of recent literature published and unpublished, Washington DC 1979.
4. NAWROCKI J.: Struktura i własności związku mutagennego MX, zidentyfikowanego w wodzie pitnej. *Ochrona Środowiska*, 1992, nr 2-3(46-47), ss. 11-24.
5. RICHARDSON S.D., THRUSTON A.D., COLLETTE T.W.: Multispectral identification of chlorine dioxide disinfection by-products in drinking water. *Envir. Sci. & Technol.*, 1994, No. 28, pp. 592-599.
6. ZIEBA L.: Uwarunkowania jakości wody do picia. *Ochrona Środowiska*, 1995, nr 3(58), ss. 3-14.
7. MOŁCZAN M., CZARNIECKA J.: Rola węgla aktywnego w przygotowaniu wody do dezynfekcji dwutlenkiem chloru. Referat przygotowany do wygłoszenia na konferencji naukowo-technicznej z cyklu „Węgiel Aktywny w Ochronie Środowiska”, Białowieża 28-30.09.2000.
8. Water quality and treatment: A handbook of community water supplies. AWWA, 4th ed., McGraw-Hill, Inc. New York 1990.
9. PONTIUS F.W.: Complying with the new drinking water quality regulations. *Journal AWWA*, 1990, Vol. 82, No. 2, pp. 32-52.
10. Rozporządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 31 maja 1977 r w sprawie warunków jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze. *Dz. U.* nr 18, poz. 72.
11. Rozporządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 4 maja 1990 r zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze. *Dz. U.* nr 35, poz. 205.
12. WAJDA S.: Stan dostosowania polskiego prawa do prawa ochrony środowiska Unii Europejskiej. Dom Wydawniczy ABC. Prawo Ochrony Środowiska - akt 6, grudzień 1998, 1/98, ss. 1-5.

13. Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Official Journal of the European Communities, 1998, No. L330/32, EN, pp. 1-23.
14. ROMAN M.: Ewolucja wymagań dotyczących jakości wody do picia w przepisach polskich, Unii Europejskiej i wytycznych WHO. Referat wygłoszony na XVI konferencji naukowo-technicznej z cyklu „Postęp Techniczny w Wodociągach”, Wrocław 21-23.10.1999 r.
15. ZIĘBA L.: Wpływ nowej dyrektywy Unii Europejskiej w sprawie jakości wody do picia na działalność przedsiębiorstw wodociągowych w Polsce. Ochrona Środowiska, 1999, nr 4(75), ss. 3-8.
16. SYMONS J.M.: A history of the attempted federal regulation requiring GAC adsorption for water treatment. Journal AWWA, 1984, Vol. 76, No. 8, pp. 34-43.
17. KOWAL A.L., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: Oczyszczanie wody. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa - Wrocław 1996.
18. Praca zbiorowa (red. KOWAL A.L.): Odnowa wody. Podstawy teoretyczne procesów. Politechnika Wrocławska, Wrocław 1996.
19. JANKOWSKA H., ŚWIĄTKOWSKI A., CHOMA J.: Węgiel aktywny, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1985.
20. NEJMARK I.J.: Syntetyczne adsorbenty mineralne. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1988.
21. BAYLIS J.R.: The activated carbons and their use in removing objectionable tastes and odors from water. Journal AWWA, 1929, Vol. 21, No. 6, p. 787.
22. HARRISON L.B.: Use of granular activated carbon at Bay City. Journal AWWA, 1940, Vol. 32, No. 4, p. 593.
23. PONTIUS F.W.: A current look at the federal drinking water regulations. Journal AWWA, 1992, Vol. 84, No. 3, pp. 36-50.
24. PONTIUS F.W.: Federal drinking water regulation update. Journal AWWA, 1993, Vol. 85, No. 2, pp. 42-51.
25. ADAMSKI W.: Modelowanie zmian jakości wód. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 1996.
26. BIRD R., STEWARD W., LIGHTFOOT E.: Transport phenomena. John Wiley and Sons, New York 1962.
27. BRDICKA R.: Podstawy chemii fizycznej. PWN, Warszawa 1970.

28. ROMANKOW P.G., BASZKOWSKA N.B., FROŁOW W.E.: Procesy wymiany masy w technologii chemicznej. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1980.
29. ADAMSKI W.: Analiza zjawisk przenoszenia masy w układach adsorpcyjnych oczyszczania wody. Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, nr 61, Seria Monografie nr 29, Wrocław 1988.
30. GLÜCKAUF E.: Theory of chromatography. Part 10 - formula for diffusion into sphere and their application to chromatography. Trans. Faraday Society, 1955, Vol. 51, No. 11, pp. 1540-1551.
31. KIELCEW N.W.: Podstawy techniki adsorpcyjnej. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1980.
32. OŚCIK J.: Adsorpcja. PWN, Warszawa 1973.
33. STOKES R.H.: The diffusion coefficient of eight uni – univalent electrolytes in aqueous solution at 25 °C. Journal Am. Chem. Soc., 72, 1950.
34. WILKE C.R., CHANG P.: Correlation of diffusion coefficients in dilute solution. AIChE Journal, 1(2) 1955.
35. ADAMSKI W. i inni: Optymalizacja pracy biologicznie aktywnych źródeł sorpcyjnych w układach technologicznych oczyszczania wody, ze szczegółowym uwzględnieniem węgla aktywnego. Raporty Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, seria SPR nr 2, Wrocław 1995.
36. ADAMSKI W.: Adsorption in wastewater treatment. Effluent and Water Treatment Journal, 1984, No. 24(6).
37. ADAMSKI W., SOZAŃSKI M.M.: Badania modelowe procesu adsorpcji w systemach odnowy wody. Archiwum Ochrony Środowiska, 1984, nr 1.
38. WRÓŃSKI S., POHORECKI B., SIWIŃSKI J.: Przykłady obliczeń termodynamiki i kinetyki procesów inżynierii chemicznej. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1979.
39. LAMPERT W., SOMMER U.: Ekologia wód śródlądowych. PWN, Warszawa 1996.
40. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th Edition, APHA, AWWA, WPCF, Washington 1995.
41. SERVAIS P., BILLEN G., HASCOET M.C.: Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. Wat. Res. 1987, Vol. 21, No 4, pp. 445-450, 1987.

42. KĄCZKOWSKI J.: Podstawy biochemii. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1993.
43. Van der KOOIJ D., VISSER A., HIJNEN W.A.: Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. *Journal AWWA*, 1982, Vol. 74, No. 10, pp. 540-545.
44. BIŁOZOR S., DANIELAK K.: Ocena podatności związków organicznych w wodzie na biodegradację. *Ochrona Środowiska*, 1997, nr 4(67), ss. 55-58.
45. CHMIEL A.: Biotechnologia. Podstawy mikrobiologiczne i biochemiczne. PWN, Warszawa 1991.
46. KAFAROW W.W., WINAROW A.Ju., GORDIEJEV L.S.: Modelowanie reaktorów biochemicznych. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1983.
47. AIBA S., HUMPHREY A.E., MILLIS N.F.: Inżynieria biochemiczna. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1977.
48. KLIMUK E., LOSSOW K., BULIŃSKA M.: Kinetyka reakcji i modelowanie reaktorów biochemicznych w procesach oczyszczania ścieków. Wydawnictwo ART, Olsztyn 1995.
49. STRYER L.: Biochemia. PWN, Warszawa 1997.
50. RITTMANN B.E., HUCK P.M.: Biological treatment of public water supplies. *Crit. Rev. in Envir. Control*, 1989, Vol. 19, No. 2, pp. 119-189.
51. HUCK P.M.: Measurement of biodegradable organic matter and bacterial growth potential in drinking water. *Journal AWWA*, 1990, Vol. 82, No. 7, pp. 78-86.
52. BILLEN G., SERVAIS P., BOUILLOT P., VENTRESQUE C.: Functioning of biological filters used in drinking-water treatment – the Chabrol model. *Journal Aqua*, 1992, Vol. 41, No. 4, pp. 231-241.
53. Activated carbon in drinking water technology. Cooperative Res. Rept. by KIWA and AWWA Res. Fdn., Denver, Colo. 1983.
54. SONTHEIMER H.: Experience with riverbank filtration along the Rhine river. *Journal AWWA*, 1980, Vol. 72, No. 7, p. 386.
55. CARLSON M.A., HEFFERNAN K.M., ZIESEMER C.C., SNYDER E.G.: Comparing two GACs for adsorption and biostabilization. *Journal AWWA*, 1994, Vol. 86, No. 3, pp. 91-102.
56. SONTHEIMER H., HUBELE C.: The use of ozone and granular activated carbon in drinking water treatment. Treatment of drinking water for organic contaminants. P.M. Huck and Toft, editors. Pergamon Press, New York 1987.

57. SPEITEL G.E. Jr., TURAKHIA M.H., LU C.J.: Initiation of micropollutant biodegradation in virgin GAC columns. *Journal AWWA*, 1989, Vol. 81, No. 4, pp. 168-176.
58. WEBER W.J., PRIBAZARI M., MELSON G.L.: Biological growth on activated carbon - an investigation by scanning electron microscopy. *Envir. Sci. & Technol.*, 1978, Vol. 12, No. 7, pp. 817-819.
59. CHUDYK W.A., SNOEYINK V.L.: Bioregeneration of activated carbon saturated with phenol. *Envir. Sci. & Technol.*, 1984, Vol. 18, No. 1, pp. 1-5.
60. STRATTON R.S., NAMKUNG E., RITTMAN B.E.: Secondary utilization of trace organics by biofilms on porous media. *Journal AWWA*, 1983, Vol. 75, No. 9, pp. 463-469.
61. RITTMANN B.E., McCARTY P.L.: Model of steady-state biofilm kinetics. *Biotechnol. & Bioeng.*, 1980, Vol. 22, p.2343.
62. RITTMANN B.E., McCARTY P.L.: Evaluation of steady-state biofilm kinetics. *Biotechnol. & Bioeng.*, 1980, Vol. 22, p.2359.
63. NAMKUNG E., STRATTON R.G., RITTMANN B.E.: Predicting removal of trace-organic compounds by biofilms. *Journal WPCF*, 1983, Vol. 55, No. 11, pp. 1366-1372.
64. NAMKUNG E., RITTMANN B.E.: Removal of taste- and odor-causing compounds by biofilm grown on humic substances. *Journal AWWA*, 1987, Vol. 79, No. 7, pp. 107-112.
65. SPEITEL G.E. Jr., DOVANTZIS K., DIGIANO F.A.: Mathematical modeling of bioregeneration in GAC columns. *Journal Environ. Engrg.*, 1987, Vol. 113, No. 1, pp. 32-48.
66. SPEITEL G.E. Jr., DIGIANO F.A.: Biofilm shearing under dynamic conolition. *Journal Environ. Engrg.*, 1987, Vol. 113, No. 3, pp. 464-475.
67. SPEITEL G.E. Jr., ZHU X.J.: Sensityvity analyses of biodegradation/adsorption models. *Journal Environ. Engrg.*, 1990, Vol. 116, No. 1, pp. 32-48.
68. ANDREWS G.F., TIEN C.: Bacterial film growth in adsorbent surfaces. *Amer. Inst. Chem. Engs. Journal*, 1981, Vol. 27, p. 396.
69. RITTMANN B.E.: The effect of shear stress on biofilm loss rate. *Biotechnol. & bioeng.*, 1982, Vol. 24, pp.501-506.
70. TRULEAR M.G., CHARACKLIS W.G.: Dynamics of biofilm processes. *Journal WPCF*, 1982, Vol. 54, No. 9, pp. 1288-1301.

71. SERVAIS P., BILLEN G., VENTRESQUE C., BABLON G.P.: Microbial activity in GAC filters at the Choisy-le-Roi treatment plant. *Journal AWWA*, 1991, Vol. 83, No. 2, pp. 62-68.
72. RITTMANN B.E.: Analyzing biofilm processes in biological filtration. *Journal AWWA*, 1990, Vol. 82, No. 2, pp. 62-66.
73. LAMOTTA E.J.: External mass transfer in a biological film reactor. *Biotechnol. & Bioeng.*, 1976, Vol. 18, p. 1359.
74. LAMOTTA E.J.: Internal diffusion and reaction in biological films. *Envir. Sci. & Technol.*, 1976, Vol. 10, p. 765.
75. VOICE T.C., DAEWON P., XIANDA Z., JING S., HICKEY R.F.: Biological activated carbon in fluidized bed reactors for the treatment of groundwater contaminated with volatile aromatic hydrocarbons. *Water Research*, 1992, Vol. 26, No. 10, p. 1389.
76. UHL W., GIMBEL R., BUNDERMANN G., WITTICH D.: A two-step process for biodegradation and adsorption - a means to improve removal of AOC and natural organics and to achieve longer operation times of GAC-adsorbers. *Water Supply*, 1994, Vol. 14, pp. 243-251.
77. UHL W., GIMBEL R., WINGENDER J.: Untersuchung eines zwistufigen Verfahrens für biologischen Abbau und Adsorption an Aktivkohle bei der Trinkwasseraufbereitung. *Vom Wasser*, 1955, Vol. 85, pp. 21-34.
78. A guide to PICA's activated carbons. Wydawnictwo firmy PICA, Levallois 1995.
79. VENTRESQUE C.: Biologiczne uzdatnianie wody do picia. Wydawnictwo firmy PICA, Levallois 1992.
80. DUBININ M.M.: The potential theory of adsorption of gases and vapors for adsorbent with energetically nonuniform surfaces. *Chem. Rev.*, 1960, 60, p. 235.
81. MARSH H., SIEMIENIEWSKA T.: The surface areas of coals as evaluated from the adsorption isotherms of carbon dioxide using the Dubinin-Polanyi equation. *Fuel*, 1965, 44, p. 253.
82. PIERCE C.: Computation of pores size from physical data. *Journal Phys. Chem.*, 1953, 57, p. 149.
83. ORR C.J., DALLAVALLE J.M.: Fine particale measurement. The Mac Millan Company, New York 1959.
84. MAĆKIEWICZ J.: Flokulacja w procesach koagulacji i filtracji wód. PWN, Warszawa 1987.

85. GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA A. i inni: Ćwiczenia laboratoryjne z mikrobiologii ogólnej. Oficyna Wydawnicza PW., Warszawa 1996.
86. DZIUBEK A.M., MAĆKIEWICZ J., MOŁCZAN M., ADAMSKI W.: Intensyfikacja procesów oczyszczania wód w złożach filtracyjnych. Raporty Inst. Inż. Ochr. Środ. PWr, seria SPR nr 41, Wrocław 1999 (praca nie publikowana).
87. VENTRESQUE C., DAGOIS G., PILLARD M., DEZKOMINETTE A., BABLON G.: Uwagi o stosowaniu ozonu i reaktorów z biologicznie aktywnym węglem. Wydawnictwo firmy PICA, Levallois 1992.
88. WASIAK R., WĘGRZYN W., STANIASZEK W.: Wyniki badań pilotowych procesu PICABIOL[®] w stacji uzdatniania wody w Płocku. Ochrona Środowiska, 1993, nr 3(50), ss. 49-56.
89. MATUSZEWSKI K., BIENKOWSKA E., MOŻARYN W.: Ocena pracy złóż węgla aktywnego w SUW „Podolszyce” w Płocku w latach 1994 – 1998. Ochrona Środowiska, 1999, nr 4(75), ss. 41-44.
90. Norit BWA – biologiczny węgiel aktywny w uzdatnianiu wody pitnej. Biuletyn techniczny firmy NORIT, TB61/08-92, 1992.
91. COSTERTON J.W.: Control of microbial biofilms in nature and disease. Euroconference „Water microbes and Health”, Institut Pasteur, Paris 23-25.03.2000.
92. COSTERTON J.W., LEWANDOWSKI Z.: Microbial biofilms. Euroconference „Water microbes and Health”, Institut Pasteur, Paris 23-25.03.2000.
93. TRACZEWSKA M.T., BIŁYK A.: Biodegradacja antracenu i fenantrenu przez immobilizowane bakterie. III Sympozjum naukowo-techniczne „Biotechnologia Środowiskowa”, Politechnika Śląska, Ustroń-Jaszowiec 6-8.12.1995.
94. MOŁCZAN M.: Podstawowe limitacje biodegradacji w niskostężonych roztworach wielosubstratowych. Raporty Inst. Inż. Ochr. Środow. PWr., seria SPR nr 65, Wrocław 1997 (praca nie publikowana).

5. SPIS RYSUNKÓW

Strona

Rysunek 1. Wykres do obliczania siły napędowej procesu adsorpcji	24
Rysunek 2. Typowy przebieg izotermy Langmuira	25
Rysunek 3. Sposób wyznaczania parametrów izotermy Langmuira	26
Rysunek 4. Wyznaczanie stężenia równowagowego (S_R) i obliczanie pojemności sorpcyjnej węgla (x) przy dawce węgla „ D_w ”, w próbie porcjowej	26
Rysunek 5. Wyznaczanie stałych „ q_{max} ” i „ K_s ” na podstawie badań w reaktorze przepływowym, przy wykorzystaniu podstawowej formy równania Michaelisa-Menten	41
Rysunek 6. Wyznaczanie stałych „ q_{max} ” i „ K_s ” na podstawie badań w reaktorze przepływowym, przy wykorzystaniu zlinearyzowanej formy równania Michaelisa-Menten	42
Rysunek 7a. Wyznaczanie współczynnika rozdziału (syntezy biomasy) „ $Y_{S/X}$ ” w oparciu o pomiar przyrostu biomasy	42
Rysunek 7b. Wyznaczanie współczynnika rozdziału (syntezy biomasy) „ $Y_{S/X}$ ” w oparciu o pomiar przyrostu produktu biodegradacji	43
Rysunek 8. Wyznaczanie wartości współczynnika syntezy biomasy „ $Y_{S/X}$ ” oraz współczynnika autolizy mikroorganizmów „ k_d ” w reaktorze przepływowym	44
Rysunek 9. Typowe kształty krzywych przebiecia	46
Rysunek 10. Teoretyczne usuwanie RWO w wyniku adsorpcji i działalności biologicznej	48
Rysunek 11. Profile stężeń substratu w błonie biologicznej	50
Rysunek 12. Przebieg izotermy adsorpcji dwutlenku węgla na węglu aktywnym WD-ekstra	64
Rysunek 13. Przebieg izotermy adsorpcji dwutlenku węgla na węglu aktywnym PICABIOL	64
Rysunek 14. Przebieg izotermy adsorpcji i desorpcji benzenu na węglu aktywnym WD-ekstra	65
Rysunek 15. Przebieg izotermy adsorpcji i desorpcji benzenu na węglu aktywnym PICABIOL	65
Rysunek 16. Schemat stanowiska badawczego – test F1	73
Rysunek 17. Schemat stanowiska badawczego – test F2	74
Rysunek 18. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla PICABIOL - test A1	165
Rysunek 19. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla WD-ekstra - test A1	165
Rysunek 20. Zmiany pozostałego stężenia RWO dla prób porcjowych o różnych początkowych stężeniach adsorbentu i stałej dawce węgla PICABIOL - test A2	166
Rysunek 21. Zmiany pozostałego stężenia RWO dla prób porcjowych o różnych początkowych stężeniach adsorbentu i stałej dawce węgla WD-ekstra - test A2	166
Rysunek 22. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla PICABIOL- warunki statyczne - test A3	167
Rysunek 23. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla WD-ekstra - warunki statyczne - test A3	167
Rysunek 24. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla PICABIOL - warunki dynamiczne - test A3	168

Rysunek 25. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla WD-ekstra - warunki dynamiczne - test A3	168
Rysunek 26. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych - test A1 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie powietrznie suchym	169
Rysunek 27. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych - test A2 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie powietrznie suchym	169
Rysunek 28. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych - test A1 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym	170
Rysunek 29. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych - test A2 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym	170
Rysunek 30. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych - test A3 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie powietrznie suchym	171
Rysunek 31. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach dynamicznych - test A3 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie powietrznie suchym	171
Rysunek 32. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych - test A3 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym	87
Rysunek 33. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach dynamicznych - test A3 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym	87
Rysunek 34. Aproksymacje krzywych przebiecia względem objętości przefiltrowanej wody dla węgla WD-ekstra - test F1	90
Rysunek 35. Aproksymacje krzywych przebiecia względem objętości przefiltrowanej wody dla węgla PICABIOL - test F1	90
Rysunek 36. Porównanie krzywych przebiecia węgli PICABIOL i WD-ekstra w 20 cm złożu filtracyjnym - test F1	91
Rysunek 37. Porównanie krzywych przebiecia węgli PICABIOL i WD-ekstra w 40 cm złożu filtracyjnym - test F1	91
Rysunek 38. Porównanie krzywych przebiecia węgli PICABIOL i WD-ekstra w 60 cm złożu filtracyjnym - test F1	91
Rysunek 39. Ogólna liczba bakterii psychrofilnych w odpływie z poszczególnych warstw złożów węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL w warunkach <i>plateau</i> - test F1	93
Rysunek 40. Porównanie suchych mas podstawowych składników chemicznych oraz OLB zawartych w strukturach wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złożów węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - test F1	93
Rysunek 41. Aproksymacje krzywych przebiecia względem objętości przefiltrowanej wody dla świeżego węgla WD-ekstra - test F2	103
Rysunek 42. Wyznaczanie stężenia równowagowego (S_R) i obliczanie pojemności sorpcyjnej węgla (x) w układzie przepływowym przez analogię do próby porcjowej	104
Rysunek 43. Skumulowany ładunek RWO w dopływie i odpływie z poszczególnych warstw złoża świeżego węgla WD-ekstra - test F2	172

Rysunek 44. Skumulowany ładunek RWO w dopływie i odpływie z poszczególnych warstw złoża wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra - test F2	172
Rysunek 45. Izoterma adsorpcji na węglu WD-ekstra wyznaczona w układzie przepływowym - test F2 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym	105
Rysunek 46. Porównanie przebiegów modelowych izoplan adsorpcji z doświadczalną krzywą przebicia otrzymaną w teście F2	110
Rysunek 47. Krzywe przebicia dla 25 cm warstw świeżego oraz wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra - test F2	173
Rysunek 48. Krzywe przebicia dla 50 cm warstw świeżego oraz wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra - test F2	173
Rysunek 49. Krzywe przebicia dla 75 cm warstw świeżego oraz wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra - test F2	174
Rysunek 50. Krzywe przebicia dla 100 cm warstw świeżego oraz wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra - test F2	174
Rysunek 51. Wpływ wysokości warstwy i czasu kontaktu na usuwanie RWO w fazie <i>plateau</i> - woda z korektą biogenów - test F2'	114
Rysunek 52. Wpływ wysokości warstwy i czasu kontaktu na usuwanie RWO w fazie <i>plateau</i> - woda bez korekty biogenów - test F2'	114
Rysunek 53. Wyznaczanie maksymalnej wartości frakcji RWO usuwanej w fazie <i>plateau</i> (BRWO), w 100 cm warstwie węgla aktywnego - test F2'	116
Rysunek 54. Porównanie suchych mas podstawowych składników chemicznych oraz OLB zawartych w strukturach wypełniających przestrzenie międzaziarnowe złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów - test F2'	118
Rysunek 55. Ogólna liczba bakterii psychro- i mezofilnych w przestrzeniach międzaziarnowych złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów - test F2'	118
Rysunek 56. Rozkład suchej masy zawieszin w przestrzeniach międzaziarnowych złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanych wodą z korektą lub bez korekty biogenów - test F2'	119
Rysunek 57. Ogólna liczba bakterii psychrofilnych w odpływie z poszczególnych warstw złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanych wodą z korektą lub bez korekty biogenów - test F2'	119
Rysunek 58. Zmienność właściwej szybkości usuwania substratu dla wody z korektą biogenów, przy prędkości filtracji $v_f = 2$ m/h - test F2'	175
Rysunek 59. Zmienność właściwej szybkości usuwania substratu dla wody bez korekty biogenów, przy prędkości filtracji $v_f = 2$ m/h - test F2'	175
Rysunek 60. Wyznaczanie parametrów " $q_{\max}$ " i " K_s " dla wody z korektą biogenów, w oparciu o dane uśrednione - $v_f = 2$ m/h - test F2'	121
Rysunek 61. Wyznaczanie parametrów " $q_{\max}$ " i " K_s " dla wody bez korekty biogenów, w oparciu o dane uśrednione - $v_f = 2$ m/h - test F2'	121
Rysunek 62. Wyznaczanie współczynnika rozdziału (syntezy biomasy) " $Y_{S/X}$ " dla wody z korektą biogenów - test F2'	122
Rysunek 63. Wyznaczanie współczynnika rozdziału (syntezy biomasy) " $Y_{S/X}$ " dla wody bez korekty biogenów - test F2 i F2'	122
Rysunek 64. Związek między usuwaniem substratu a zawartością biomasy w złożu GWA - test F2' - woda bez korekty biogenów	176
Rysunek 65. Związek między usuwaniem substratu a wysokością warstwy i zawartością biomasy w złożu GWA - test F2' - woda bez korekty biogenów	176

Rysunek 66. Związek między usuwaniem substratu a zawartością biomasy w złożu GWA - test F2' - woda z korektą biogenów	177
Rysunek 67. Związek między usuwaniem substratu a wysokością warstwy i zawartością biomasy w złożu GWA - test F2' - woda z korektą biogenów	177
Rysunek 68. Szacowanie parametrów " $q_{\max}$ " i " K_s " dla wody z korektą biogenów, w oparciu o dane uśrednione - $v_f = 6$ m/h - warunki zimowe - test F2'	178
Rysunek 69. Szacowanie parametrów " $q_{\max}$ " i " K_s " dla wody bez korekty biogenów, w oparciu o dane uśrednione - $v_f = 6$ m/h - warunki zimowe - test F2'	178
Rysunek 70. Szacowanie parametrów " $q_{\max}$ " i " K_s " dla wody bez korekty biogenów, w oparciu o dane uśrednione - $v_f = 6$ m/h - warunki letnie - test F2	127
Rysunek 71. Porównanie modelowej krzywej aktywności biologicznej z doświadczalną krzywą przebiecia otrzymaną w teście F2	130
Rysunek 72. Związek między ubytkiem tlenu rozpuszczonego a przyrostem dwutlenku węgla dla wody z korektą biogenów - test F2'	179
Rysunek 73. Związek między ubytkiem tlenu rozpuszczonego a przyrostem dwutlenku węgla dla wody bez korekty biogenów - test: F2 i F2'	179
Rysunek 74. Usuwanie mineralnych form azotu w błonie biologicznej filtrów GWA - woda po korekcie biogenów - test F2'	180
Rysunek 75. Usuwanie mineralnych form azotu w błonie biologicznej filtrów GWA - woda bez korekty biogenów - test F2 i F2'	180
Rysunek 76. Usuwanie fosforanów w błonie biologicznej filtrów GWA - woda po korekcie biogenów - test F2'	181
Rysunek 77. Usuwanie fosforanów azotu w błonie biologicznej filtrów GWA - woda bez korekty biogenów - test: F2 i F2'	181
Rysunek 78. Konstrukcja wypadkowej izoplany przez sumowanie efektów adsorpcji i biodegradacji	143
Rysunek 79. Porównanie modelowej izoplany adsorpcji-biodegradacji z punktami doświadczalnymi uzyskanymi w teście F2	143
Rysunek 80. Porównanie szybkości usuwania RWO w fazie <i>plateau</i> pracy złoża węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów - $v_f = 2$ m/h - warunki zimowe - test F2'	182
Rysunek 81. Porównanie szybkości usuwania RWO w fazie <i>plateau</i> pracy złoża węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów - $v_f = 6$ m/h - warunki zimowe - test F2'	182
Rysunek 82. Szybkość usuwania RWO jako funkcja wysokości złoża i pozostałego stężenia substratu - woda bez korekty biogenów - $v_f = 6$ m/h - warunki letnie - test F2	183
Rysunek 83. Wysokość złoża a szybkość usuwania RWO w fazie <i>plateau</i> pracy złoża węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów - $v_f = 6$ m/h - warunki letnie - test F2	145

6. SPIS TABEL

Strona

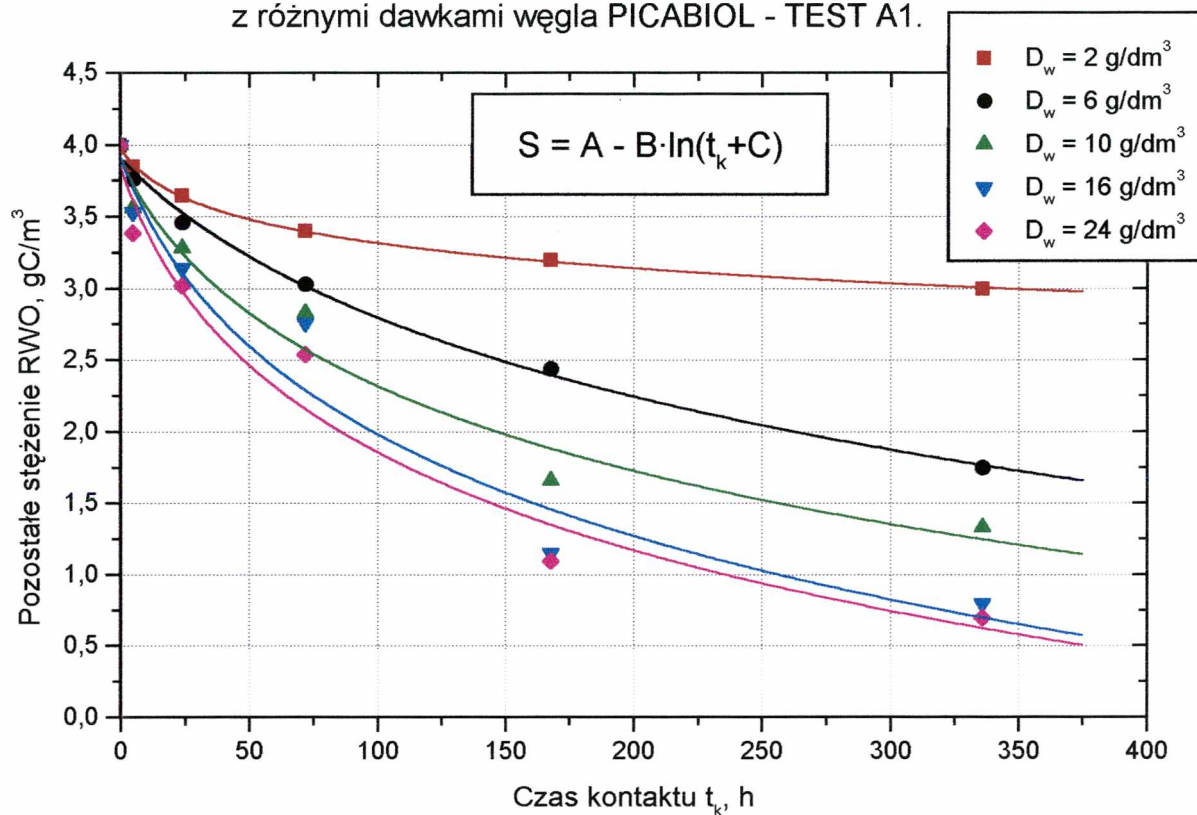
Tabela 1. Porównanie norm jakości wody do picia ustalonych w przepisach Unii Europejskiej, w przepisach polskich i w wytycznych WHO	10
Tabela 2. Typy troficzne organizmów – podział według wykorzystywanych źródeł energii i węgla oraz rodzaju związków chemicznych biorących udział w procesie przenoszenia elektronów	31
Tabela 3. Zestawienie wartości podstawowych współczynników kinetycznych wyznaczonych przy kalibracji modelu „Chabrol”	54
Tabela 3. Charakterystyka wody kierowanej do kolumn węgla aktywnego w testach F1 i F2	59
Tabela 4. Charakterystyka wody kierowanej do kolumn węgla aktywnego w teście F2'	59
Tabela 6. Rozkład objętości i powierzchni właściwej mikro-, mezo- i makroporów węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL	66
Tabela 7. Granulometria węgla aktywnego WD-ekstra	67
Tabela 8. Charakterystyki stosowanych granulowanych węgli aktywnych	68
Tabela 9. Parametry kolumn i złoż węgla aktywnych	75
Tabela 10. Wykaz metod analitycznych stosowanych w fizyczno-chemicznych badaniach wody	78
Tabela 11. Zmiany stężeń RWO w czasie kontaktu wody z węglami aktywnymi WD-ekstra i PICABIOL, przy stałym początkowym stężeniu adsorbentu oraz różnych początkowych dawkach węgla - test A1 - warunki statyczne	185
Tabela 12. Zmiany stężeń RWO w czasie kontaktu wody z węglami aktywnymi WD-ekstra i PICABIOL, przy stałej dawce węgla i różnych początkowych stężeniach adsorbentu - test A2 - warunki statyczne	185
Tabela 13. Zmiany stężeń RWO w czasie kontaktu wody z węglami aktywnymi WD-ekstra i PICABIOL, przy stałym początkowym stężeniu adsorbentu oraz różnych dawkach węgla - test A3 - porównanie warunków statycznych i dynamicznych	186
Tabela 14. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu WD-ekstra w warunkach statycznych - test porcjowy - A1	187
Tabela 15. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu PICABIOL w warunkach statycznych - test porcjowy - A1	189
Tabela 16. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu WD-ekstra w warunkach statycznych - test porcjowy - A2	191
Tabela 17. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu PICABIOL w warunkach statycznych - test porcjowy - A2	193
Tabela 18. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu WD-ekstra w warunkach statycznych - test porcjowy - A3	195
Tabela 19. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu PICABIOL w warunkach statycznych - test porcjowy - A3	196
Tabela 20. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu WD-ekstra w warunkach dynamicznych - test porcjowy - A3	197
Tabela 21. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu PICABIOL w warunkach dynamicznych - test porcjowy - A3	198
Tabela 22. Porównanie parametrów izoterm adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL wyznaczonych w próbach porcjowych - testy: A1, A2, A3 - wartości „x” odniesione do masy węgla w stanie powietrznie suchym	199
Tabela 23. Porównanie parametrów izoterm adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL wyznaczonych w próbach porcjowych - testy: A1, A2, A3 - wartości „x” odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym	86

Tabela 24. Stężenia RWO oraz wartości względnego stężenia RWO w odpływie z poszczególnych etapów filtracji piaskowej oraz węglowej przez złoża węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - $v_f = 6$ m/h - TEST F1	200
Tabela 25. Stopień obniżenia stężenia RWO w fazie <i>plateau</i> pracy złoża węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL	92
Tabela 26. Ogólne liczby bakterii psychrofilnych w dopływie oraz w odpływie z poszczególnych warstw złoża węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - test F1	201
Tabela 27. Zmiany parametrów odczynu, zasadowości M oraz stężenia tlenu rozpuszczonego podczas filtracji przez złoża piaskowe oraz w kontakcie ze złożami granulowanych węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - test F1	202
Tabela 28. Zmiany stężeń związków azotu i fosforu podczas filtracji przez złoża piaskowe oraz w kontakcie ze złożami granulowanych węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL – test F1	204
Tabela 29. Proporcje rozpuszczonego węgla organicznego do mineralnych form azotu i fosforu w wodzie zasilającej oraz na kolejnych etapach filtracji przez złoża granulowanych węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - test F1	207
Tabela 30. Zmiany stężeń manganu oraz form żelaza podczas filtracji przez złoża piaskowe oraz w kontakcie ze złożami granulowanych węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - test F1	210
Tabela 31. Dane źródłowe do analizy struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złoża węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL – warstwa złoża $0 \div 0,2$ m – test F1	212
Tabela 32. Analiza struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złoża węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL w warstwie $0 \div 0,2$ m – test F1	212
Tabela 33. Szacunkowa, mikroskopowa ocena liczby organizmów w zawiesinie wypełniającej przestrzenie międzyziarnowe węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL -test F1	214
Tabela 34. Stężenia RWO oraz wartości względnego stężenia RWO w odpływie z poszczególnych etapów filtracji piaskowej oraz węglowej przez złoża węgla aktywnego WD-ekstra (świeżego i wstępnie wysyconego) - $v_f = 6$ m/h - TESTY: F2 i F2'	215
Tabela 35. Wpływ wysokości warstwy na możliwą do uzyskania względną zmianę stężenia RWO w złożu węgla aktywnego WD-ekstra, wobec wody z korektą biogenów, przy prędkości filtracji w zakresie $2 \div 6$ m/h - test F2'	217
Tabela 36. Wpływ wysokości warstwy na możliwą do uzyskania względną zmianę stężenia RWO w złożu węgla aktywnego WD-ekstra, wobec wody bez korekty biogenów, przy prędkości filtracji w zakresie $2 \div 6$ m/h - test F2'	217
Tabela 37. Możliwości obniżania stężenia RWO w fazie <i>plateau</i> pracy złoża węgla aktywnego WD-ekstra, zasilanych wodą z korektą lub bez korekty biogenów	115
Tabela 38. Dane źródłowe do analizy struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złoża węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów – test F2'	218
Tabela 39. Analiza struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złoża węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów – test F2'	219
Tabela 40. Ogólne liczby bakterii psychrofilnych (OLB ₂₀) i mezofilnych (OLB ₃₇) w dopływie oraz odpływie z poszczególnych warstw złoża węgla aktywnego WD-ekstra (świeżego oraz wstępnie wysyconego) testy: F2 i F2'	224

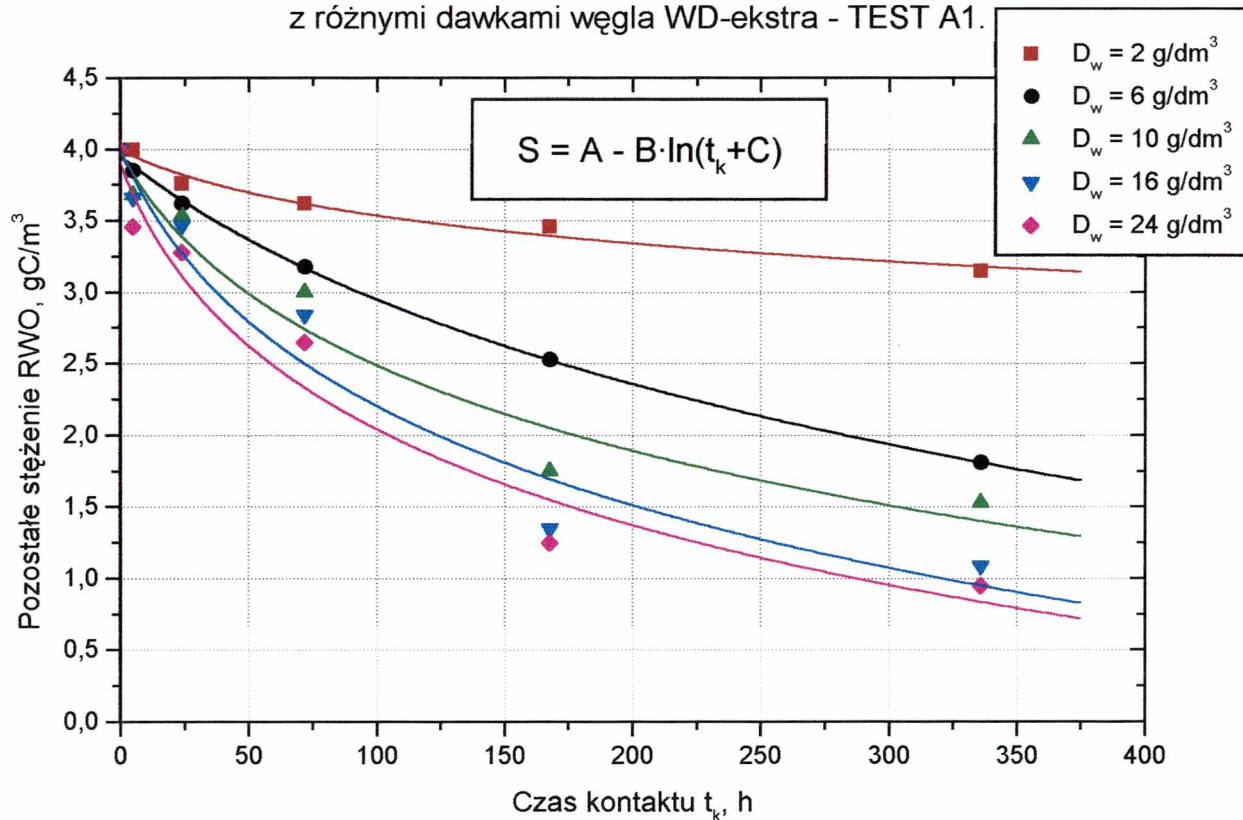
Tabela 41. Szacowanie stężenia biomasy w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą biogenów - test F2' - $v_f = 2$ m/h	225
Tabela 42. Szacowanie stężenia biomasy w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów - test F2' - $v_f = 2$ m/h	225
Tabela 43. Wyznaczanie wartości parametrów „ q_{max} ” i „ K_s ” w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą biogenów przy prędkości filtracji $v_f = 2$ m/h,- test F2'	226
Tabela 44. Wyznaczanie wartości parametrów „ q_{max} ” i „ K_s ” w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów przy prędkości filtracji $v_f = 2$ m/h,- test F2'	227
Tabela 45. Zmiany temperatury, pH, zasadowości M, stężeń dwutlenku węgla oraz tlenu rozpuszczonego podczas filtracji przez złożo piaskowe i w kontakcie ze złożami granulowanych węgli aktywnych WD-ekstra (świeżego i wstępnie wysyconego) – testy: F2 i F2'	228
Tabela 46. Rozdział usuwanego RWO między fazami - stałą (X) i gazową (ΔCO_2), w warunkach <i>plateau</i> pracy złoża węgla aktywnego WD-ekstra - test F2' - woda po korekcie biogenów	235
Tabela 47. Rozdział usuwanego RWO między fazami - stałą (X) i gazową (ΔCO_2), w warunkach <i>plateau</i> pracy złoża węgla aktywnego WD-ekstra - testy: F2 i F2' - woda bez korekty biogenów	237
Tabela 48. Bilans form węgla organicznego i produktu jego utleniania (CO_2) w fazie <i>plateau</i> pracy kolumn węgla aktywnego WD-ekstra	239
Tabela 49. Szacowanie stężenia biomasy oraz symulacja wartości parametrów „ q_{max} ” i „ K_s ” w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą biogenów przy prędkości filtracji $v_f = 6$ m/h - test F2'	241
Tabela 50. Szacowanie stężenia biomasy oraz symulacja wartości parametrów „ q_{max} ” i „ K_s ” w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów, przy prędkości filtracji $v_f = 6$ m/h - test F2'	242
Tabela 51. Szacowanie stężenia biomasy oraz symulacja wartości parametrów „ q_{max} ” i „ K_s ” w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów przy prędkości filtracji $v_f = 6$ m/h - test F2	243
Tabela 52. Parametry charakteryzujące proces biodegradacji w złożu węgla aktywnego WD-ekstra	127
Tabela 53. Proporcje biodegradowalnego węgla organicznego do mineralnych form azotu i fosforu w wodzie zasilającej oraz na kolejnych etapach filtracji przez złoża granulowanych węgli aktywnych w fazie <i>plateau</i> - testy: F2 i F2'	244
Tabela 54. Zmiany stężeń związków azotu i fosforu podczas filtracji przez złożo piaskowe oraz w kontakcie ze złożami granulowanych węgli aktywnych WD-ekstra (świeżego i wstępnie nasyconego) - testy: F2 i F2'	248
Tabela 55. Związek między usuwaniem RWO a wiązaniem mineralnych form azotu i fosforu w strukturach wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złoża węgla WD-ekstra w fazie <i>plateau</i> - woda po korekcie biogenów - test F2'	254
Tabela 56. Związek między usuwaniem RWO a wiązaniem mineralnych form azotu i fosforu w strukturach wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złoża węgla WD-ekstra w fazie <i>plateau</i> - woda bez korekty biogenów - testy: F2 i F2'	255
Tabela 57. Zmiany stężeń manganu oraz form żelaza podczas filtracji przez złożo piaskowe oraz w kontakcie ze złożami granulowanych węgli aktywnych WD-ekstra (świeżego i wstępnie wysyconego) - testy: F2 i F2'	257

7. ZAŁĄCZNIK 1 – WYKRESY UZUPEŁNIAJĄCE

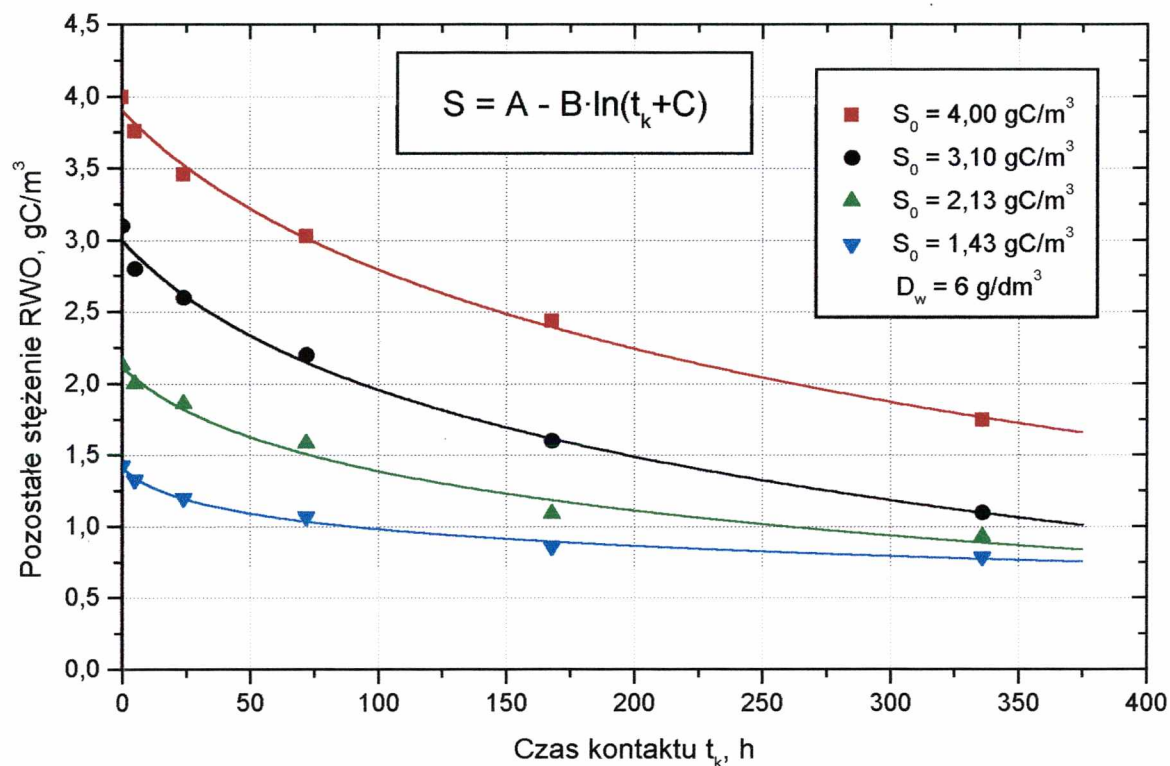
Rysunek 18. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla PICABIOL - TEST A1.



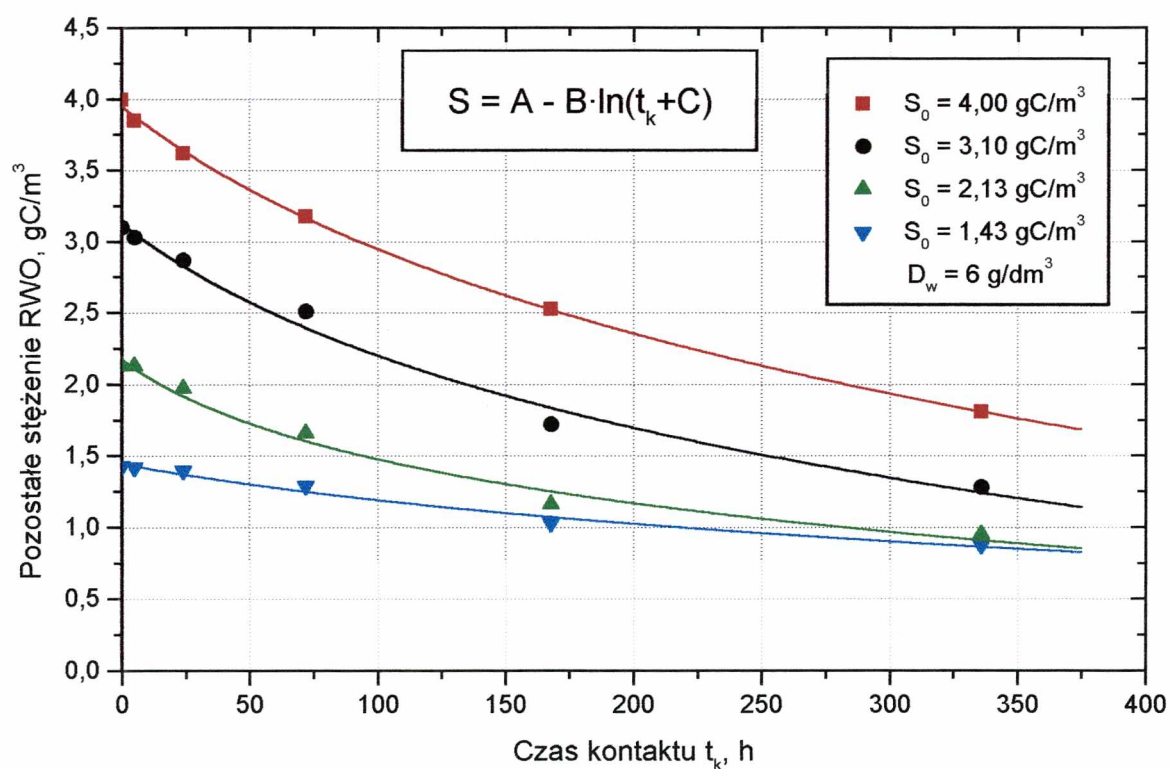
Rysunek 19. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla WD-ekstra - TEST A1.



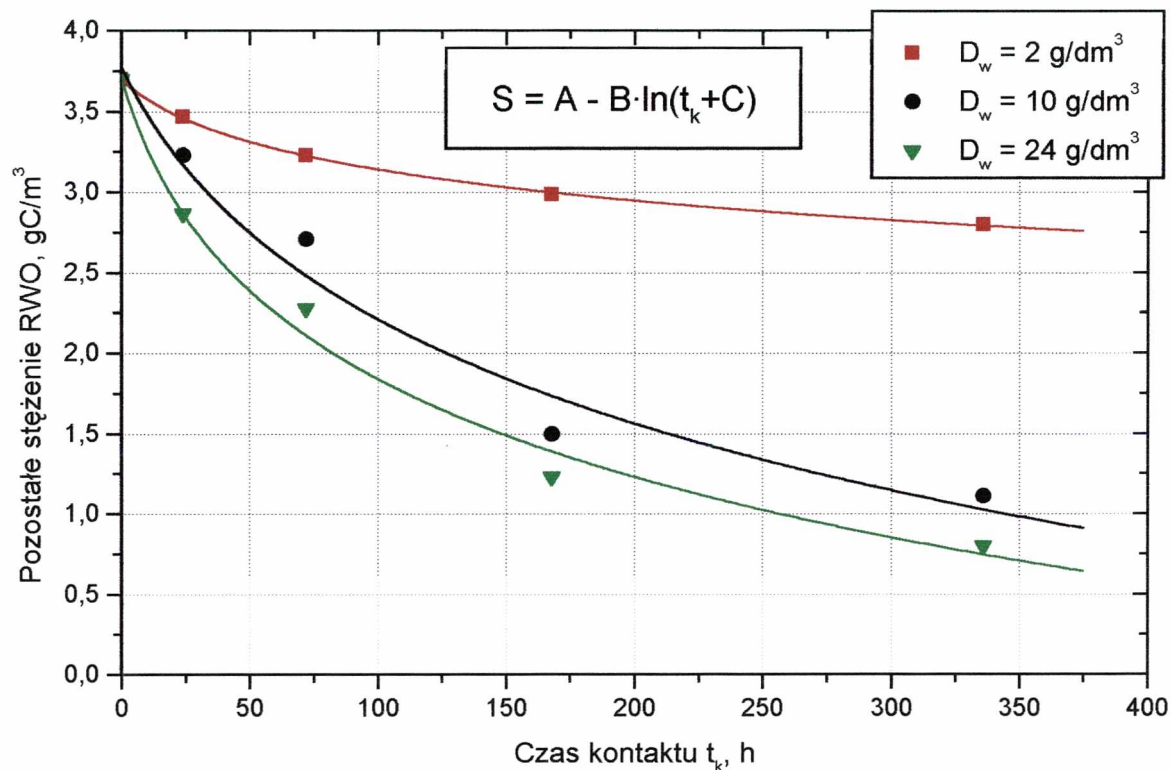
Rysunek 20. Zmiany pozostałego stężenia RWO dla prób porcjowych o różnych początkowych stężeniach adsorbentu i stałej dawce węgla PICABIOL - TEST A2.



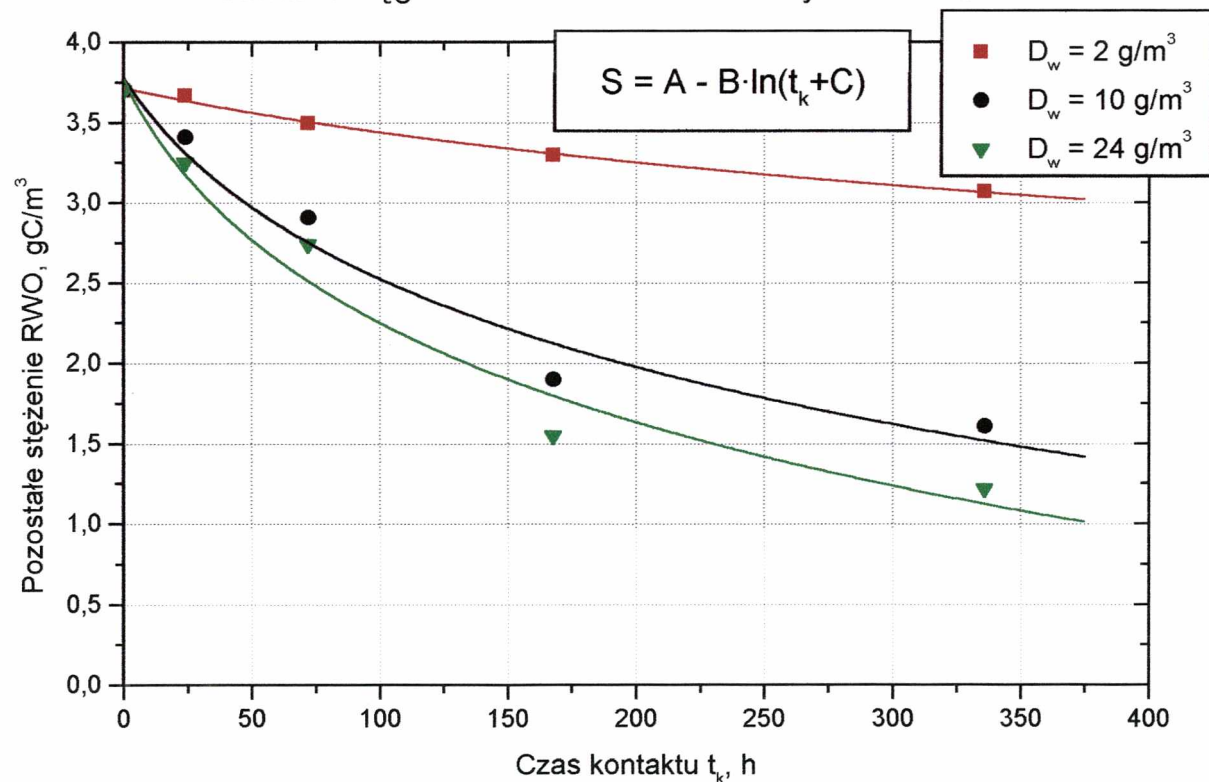
Rysunek 21. Zmiany pozostałego stężenia RWO dla prób porcjowych o różnych początkowych stężeniach adsorbentu i stałej dawce węgla WD-ekstra - TEST A2.



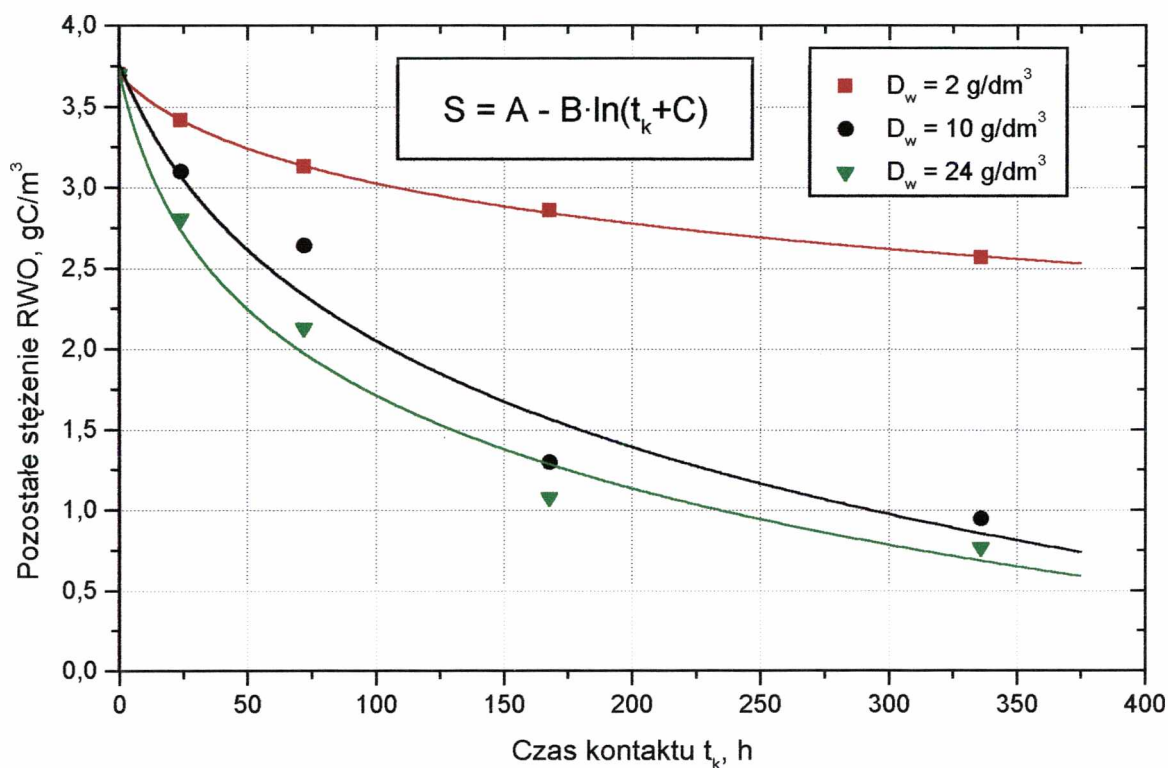
Rysunek 22. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla PICABIOL- warunki statyczne - TEST A3.



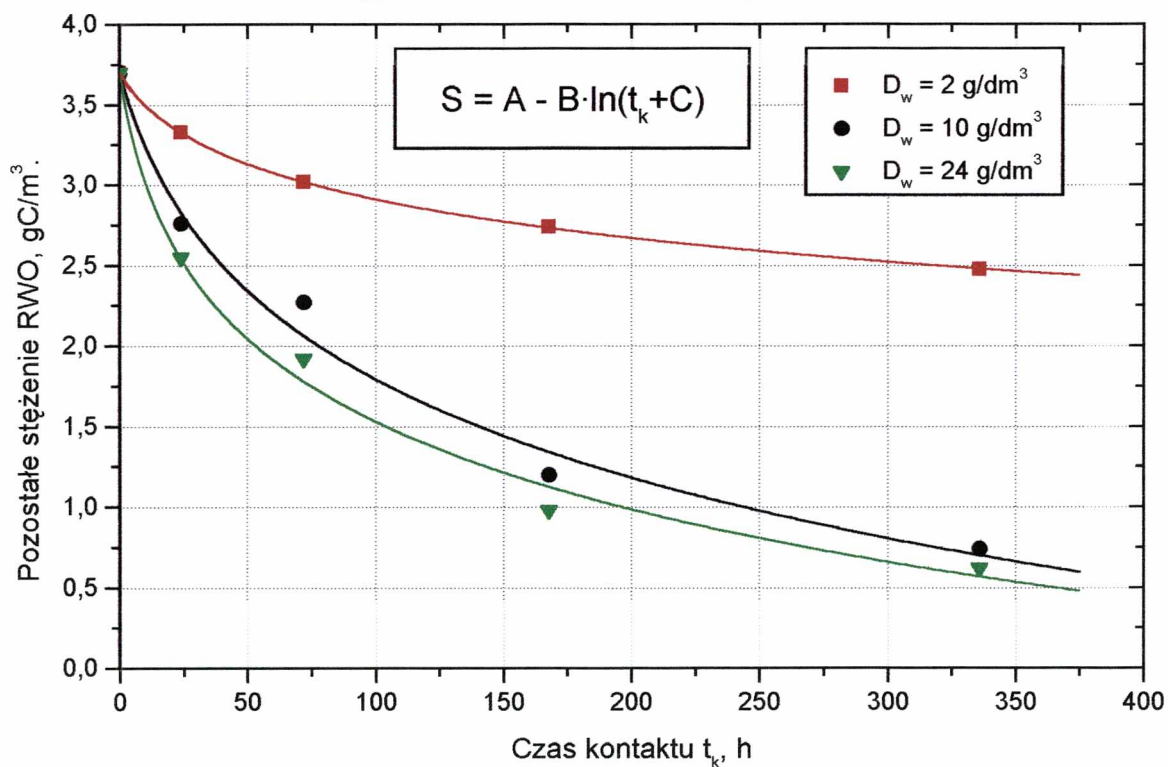
Rysunek 23. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla WD-ekstra - warunki statyczne - TEST A3.



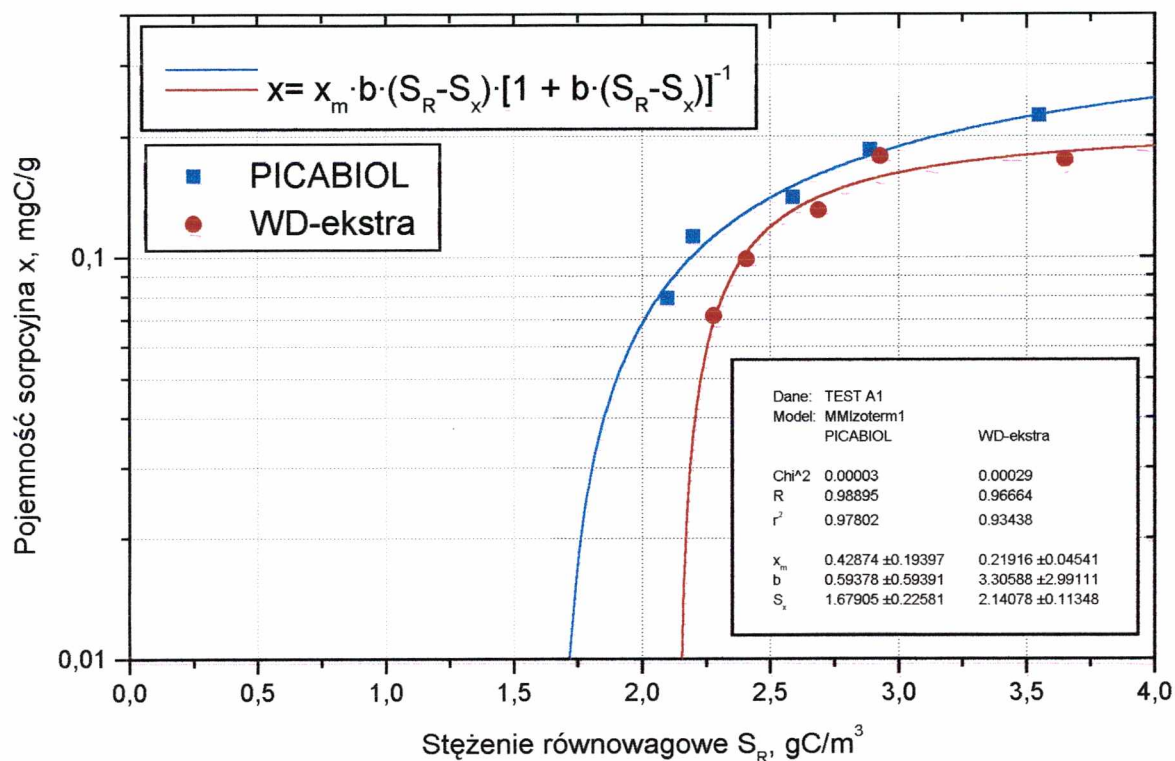
Rysunek 24. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla PICABIOL - warunki dynamiczne - TEST A3.



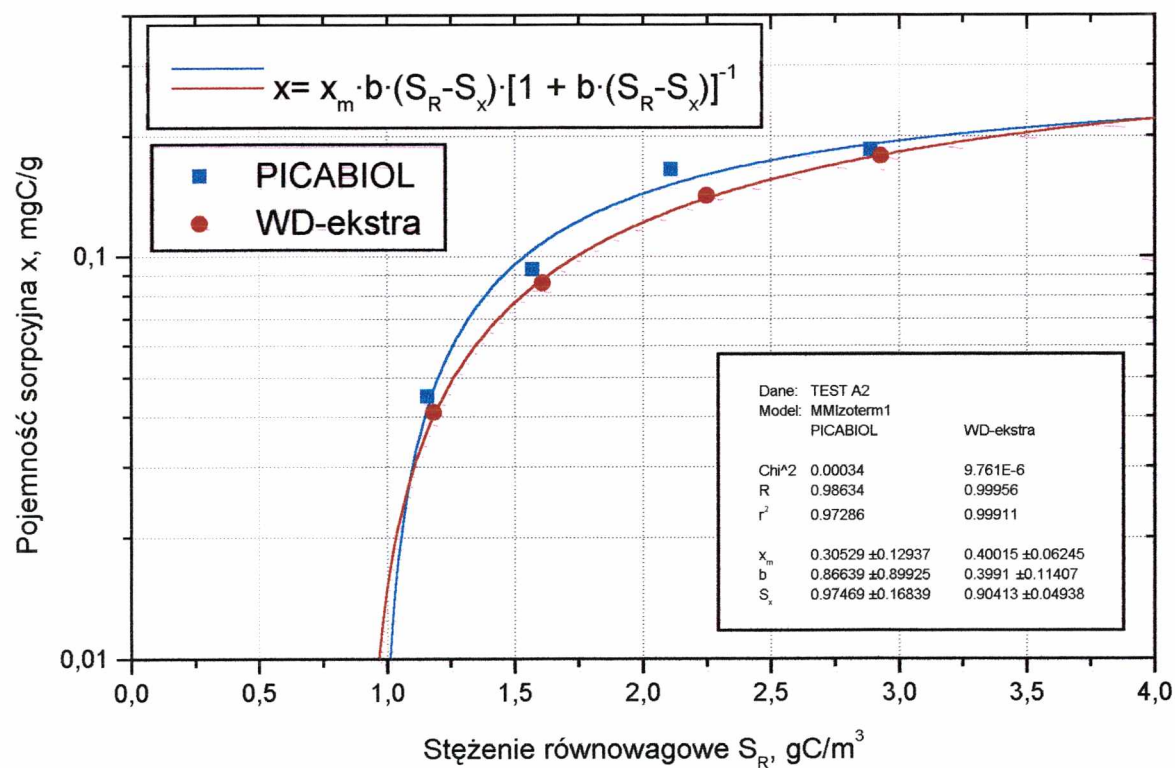
Rysunek 25. Zmiany pozostałego stężenia RWO przy kontakcie badanej wody z różnymi dawkami węgla WD-ekstra - warunki dynamiczne - TEST A3.



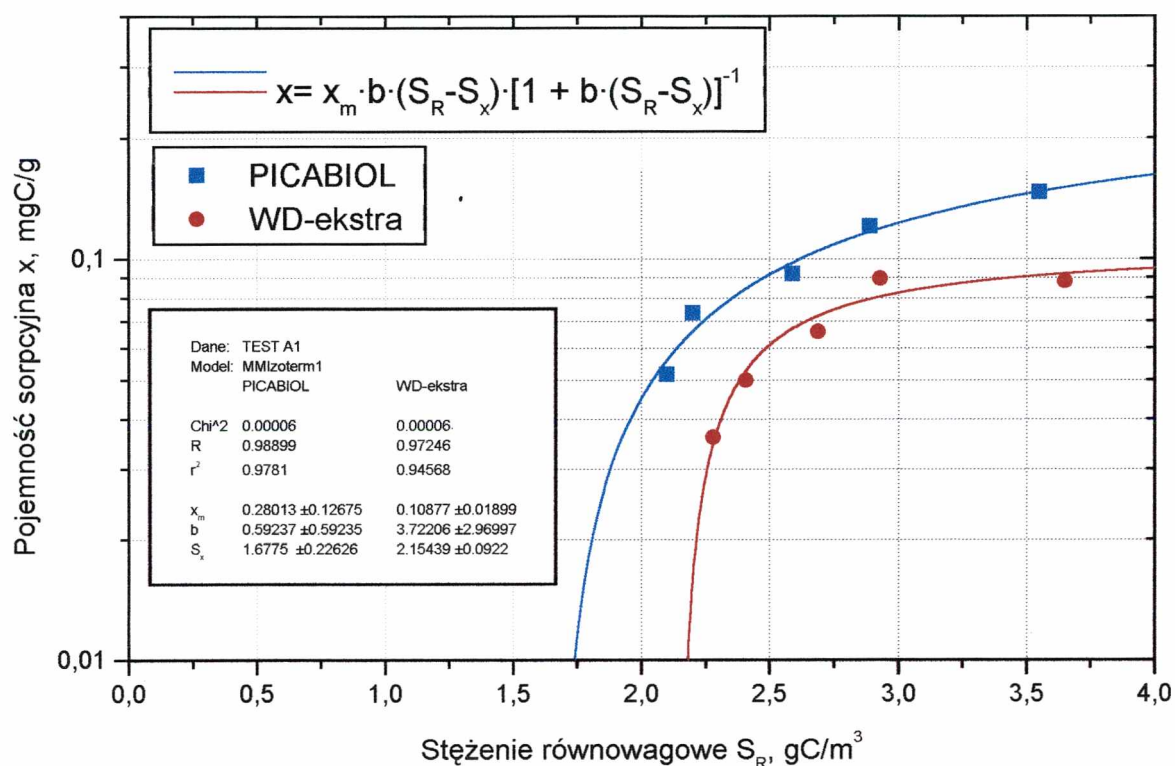
Rysunek 26. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych
- TEST A1 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie powietrznie suchym.



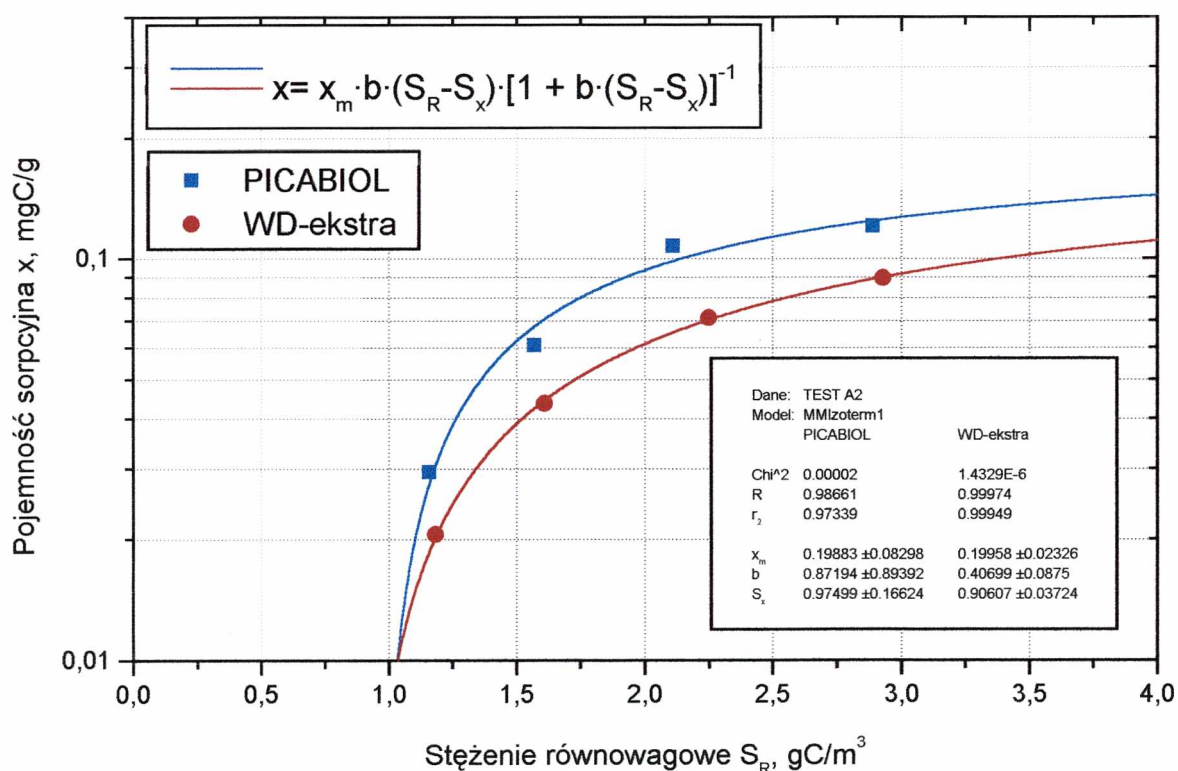
Rysunek 27. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych
- TEST A2 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie powietrznie suchym.



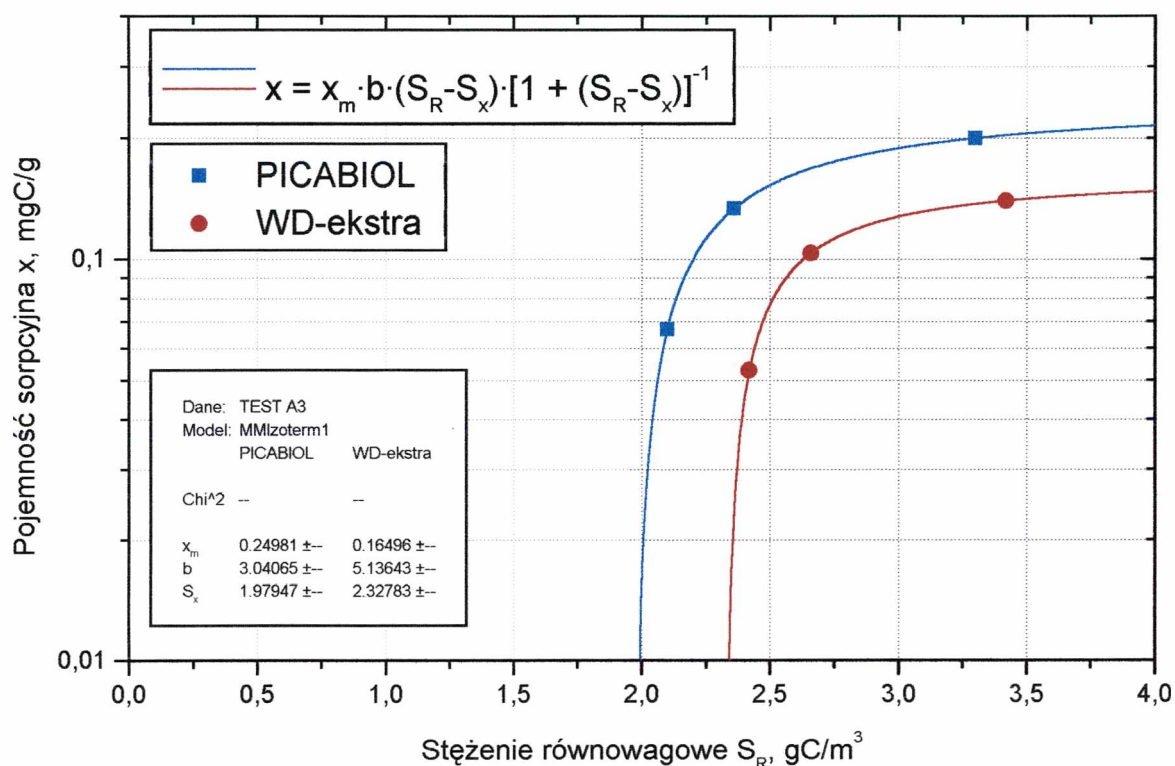
Rysunek 28. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych
- TEST A1 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym.



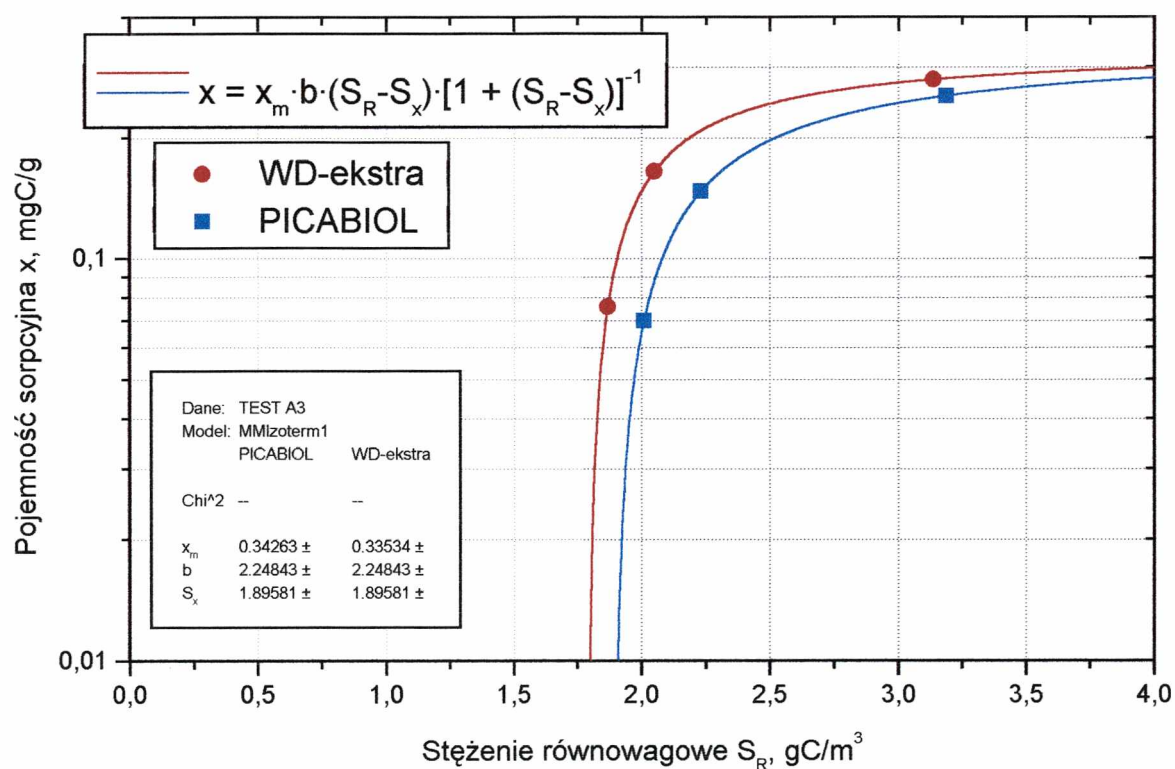
Rysunek 29. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych
- TEST A2 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie zhydratyzowanym.



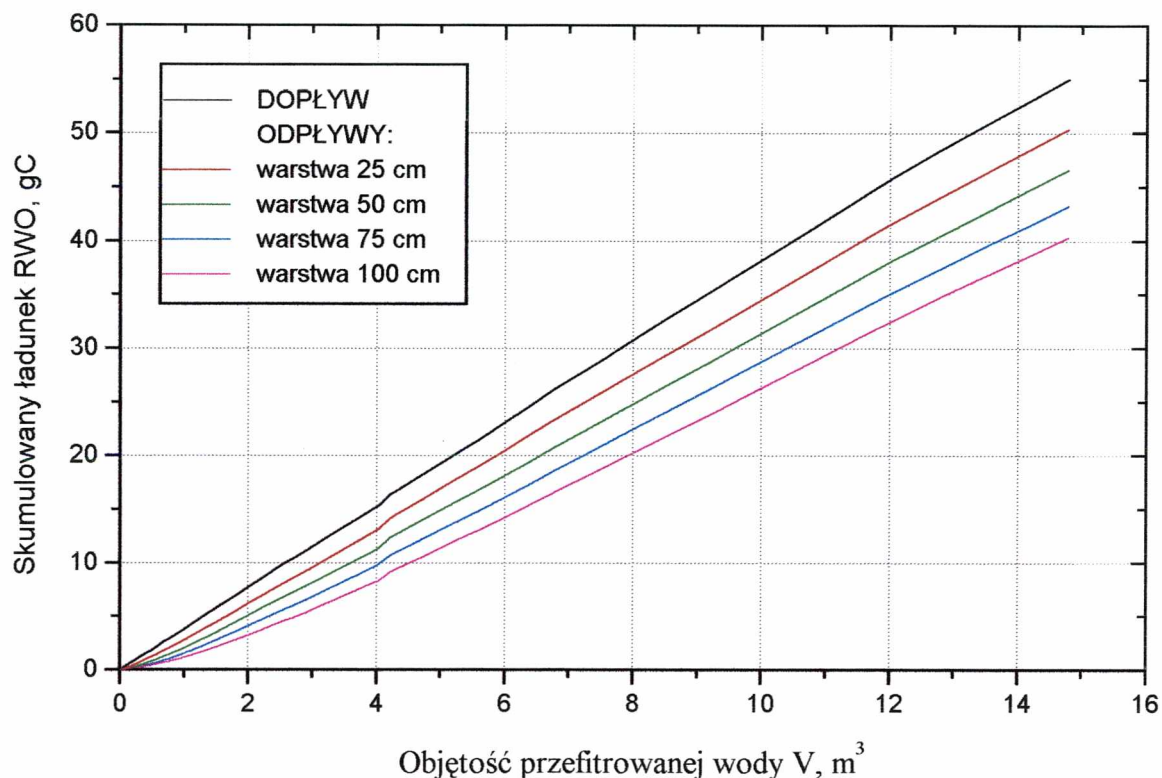
Rysunek 30. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach statycznych
- TEST A3 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie powietrznie suchym.



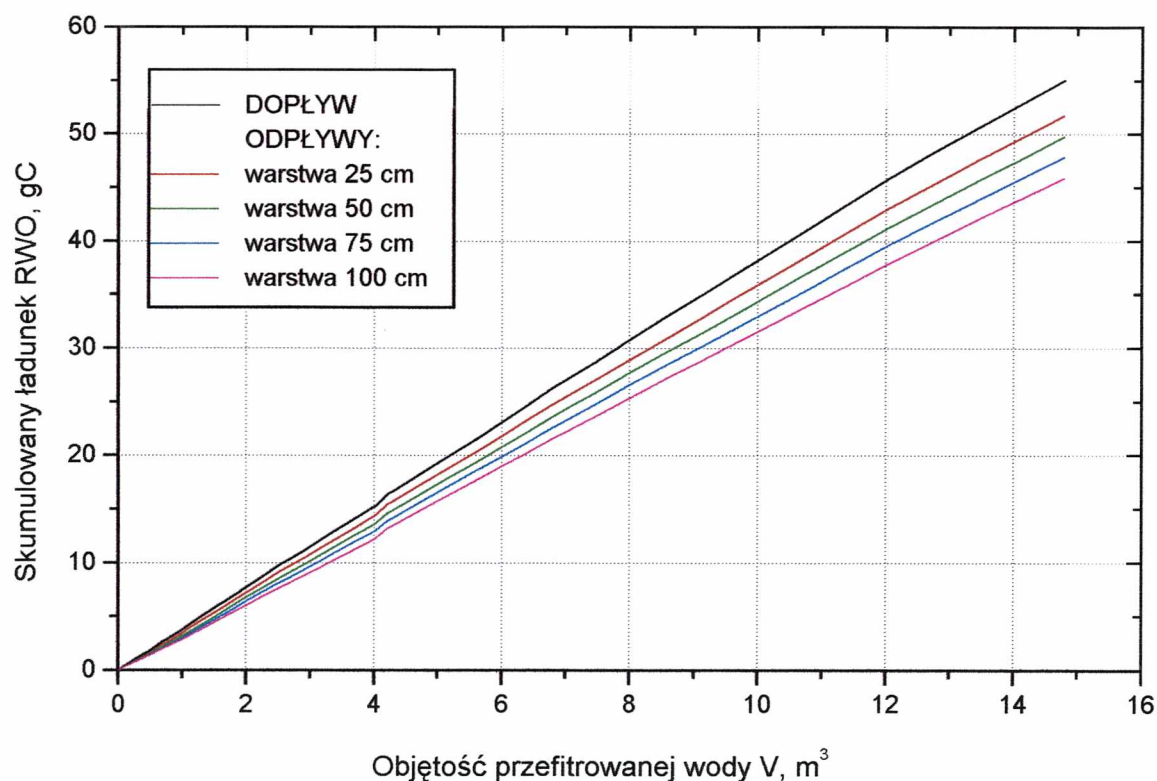
Rysunek 31. Izotermy adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL w warunkach dynamicznych
- TEST A3 - wartości "x" odniesione do masy węgla w stanie powietrznie suchym.



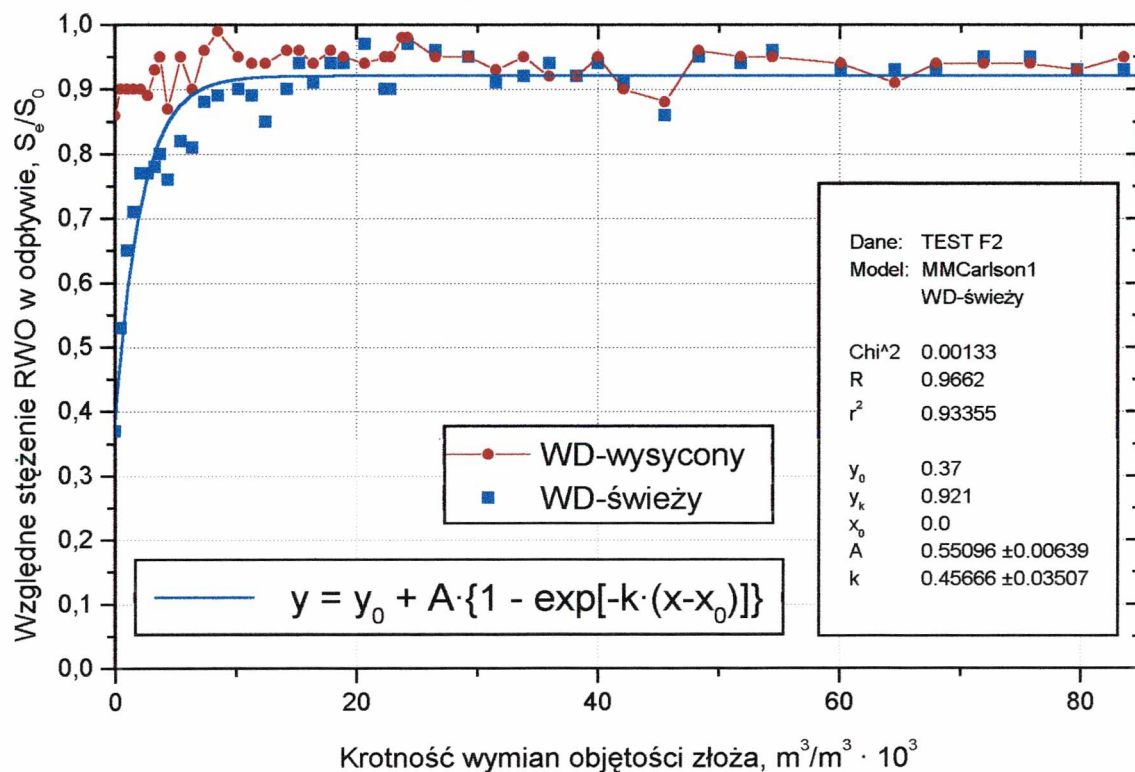
Rysunek 43. Skumulowany ładunek RWO w dopływie i odpływie z poszczególnych warstw złoża świeżego węgla WD-ekstra - TEST F2.



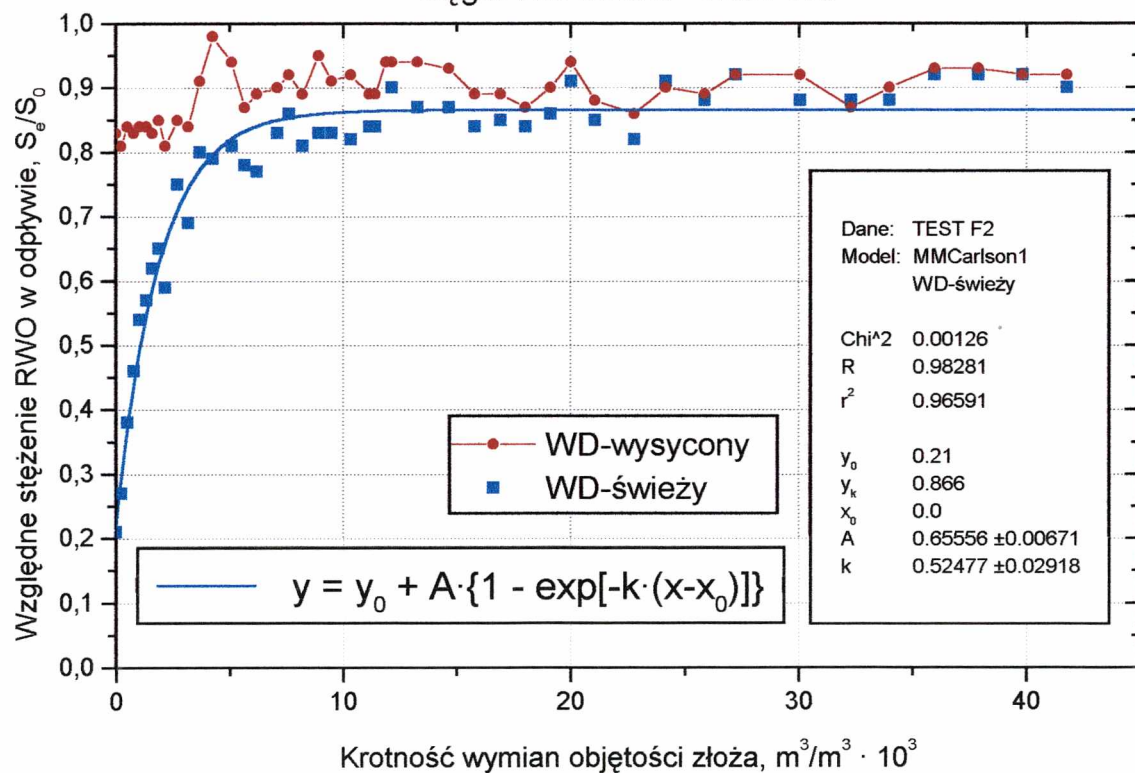
Rysunek 44. Skumulowany ładunek RWO w dopływie i odpływie z poszczególnych warstw złoża wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra - TEST F2.

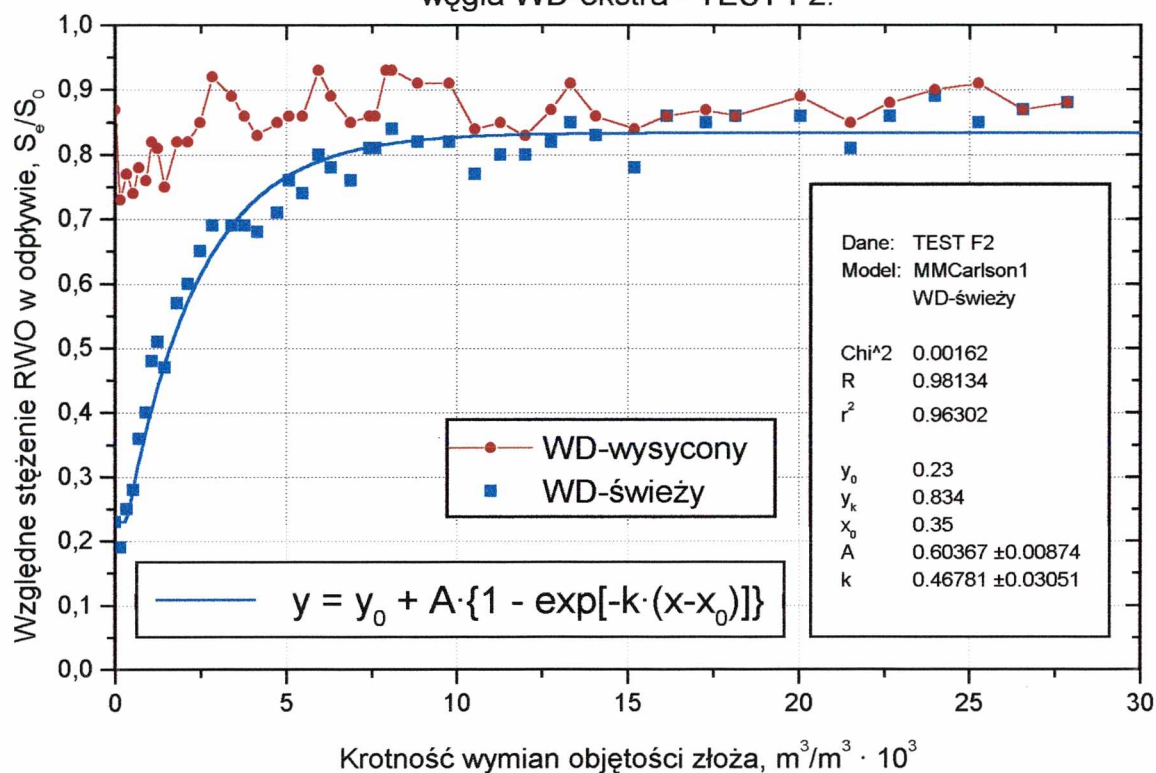
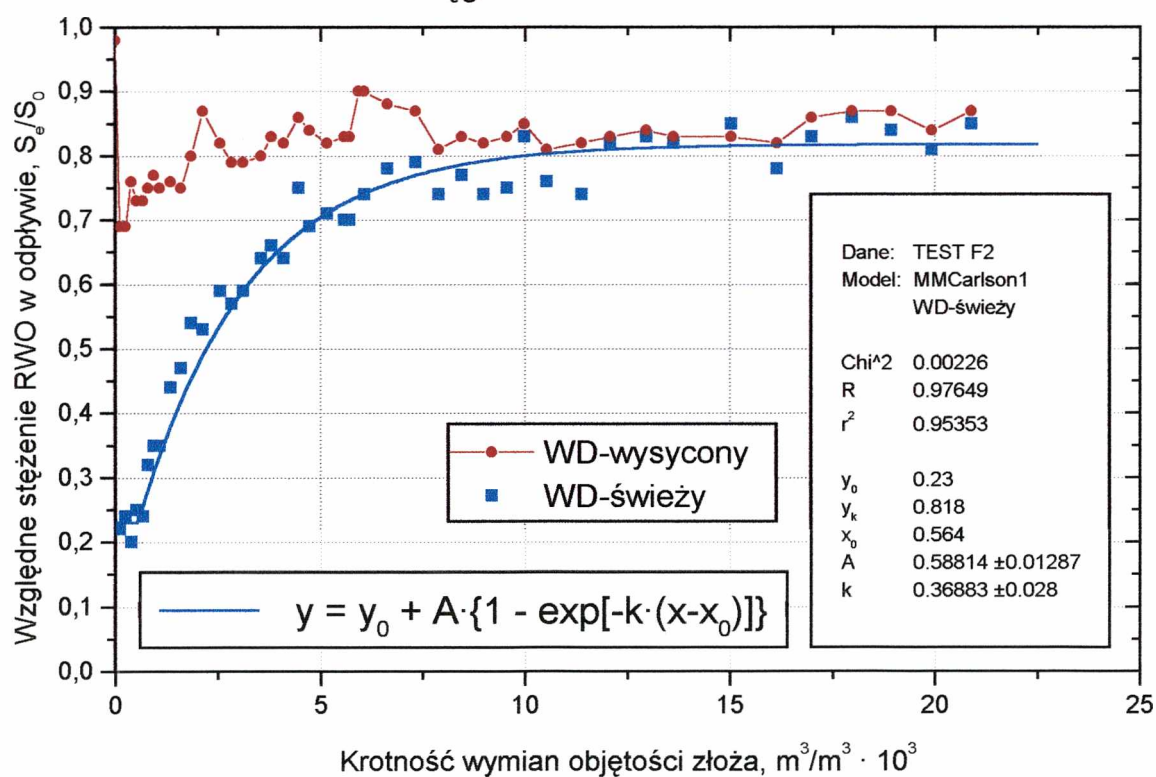


Rysunek 47. Krzywe przebiegu dla 25 cm warstw świeżego oraz wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra - TEST F2.

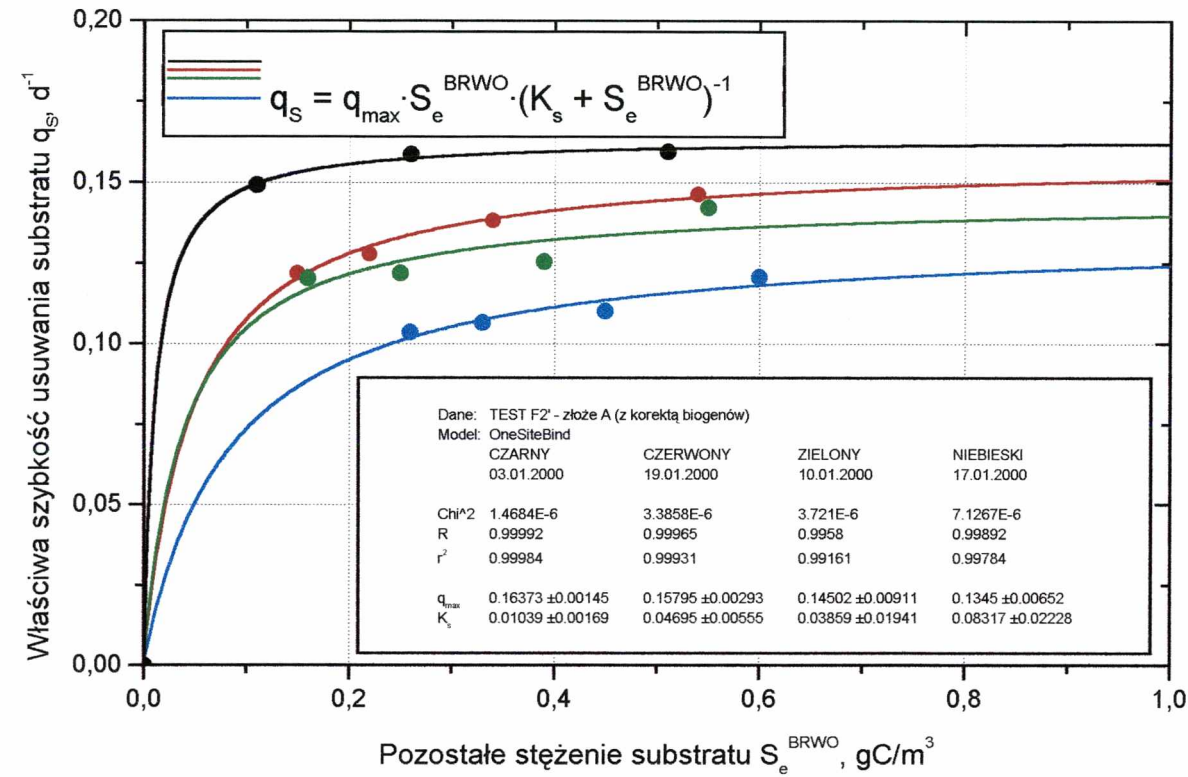


Rysunek 48. Krzywe przebiegu dla 50 cm warstw świeżego oraz wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra - TEST F2.

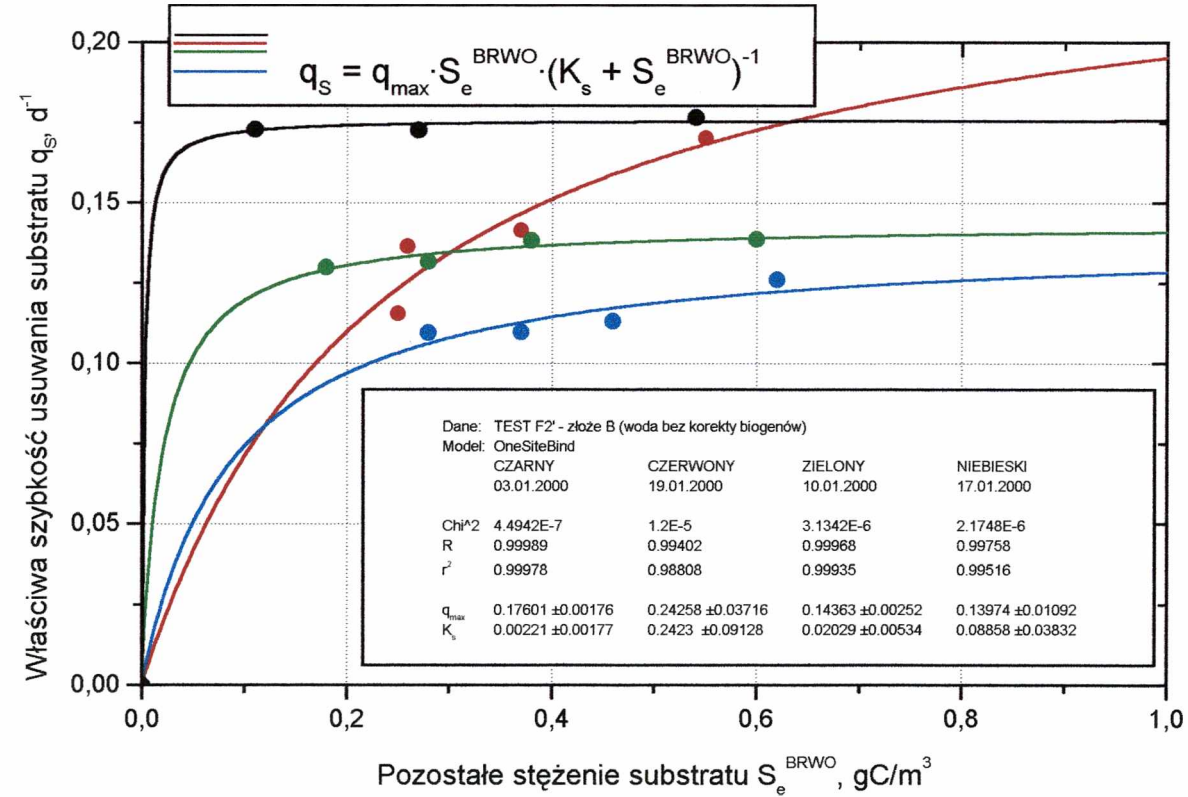


Rysunek 49. Krzywe przebiegu dla 75 cm warstw świeżego oraz wstępnie wysyconego
węgla WD-ekstra - TEST F2.Rysunek 50. Krzywe przebiegu dla 100 cm warstw świeżego oraz wstępnie wysyconego
węgla WD-ekstra - TEST F2.

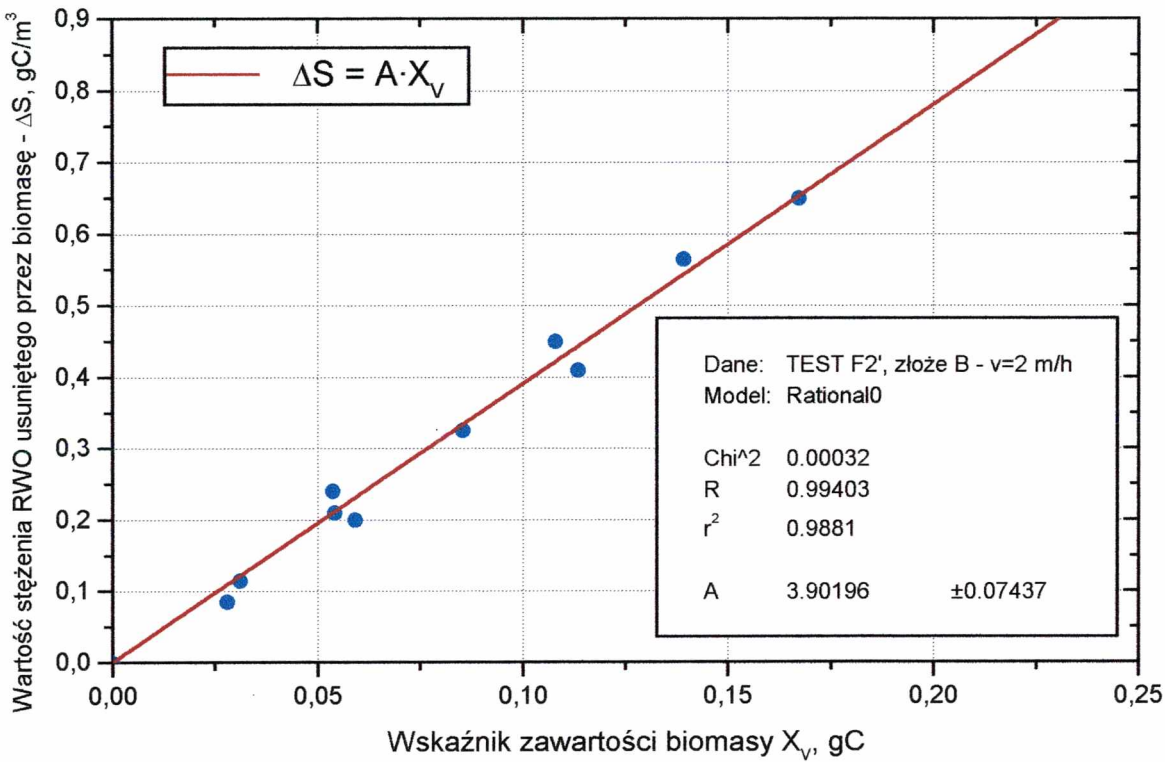
Rysunek 58. Zmienność właściwej szybkości usuwania substratu dla wody z korektą biogenów, przy prędkości filtracji $v_f = 2 \text{ m/h}$ - TEST F2'.



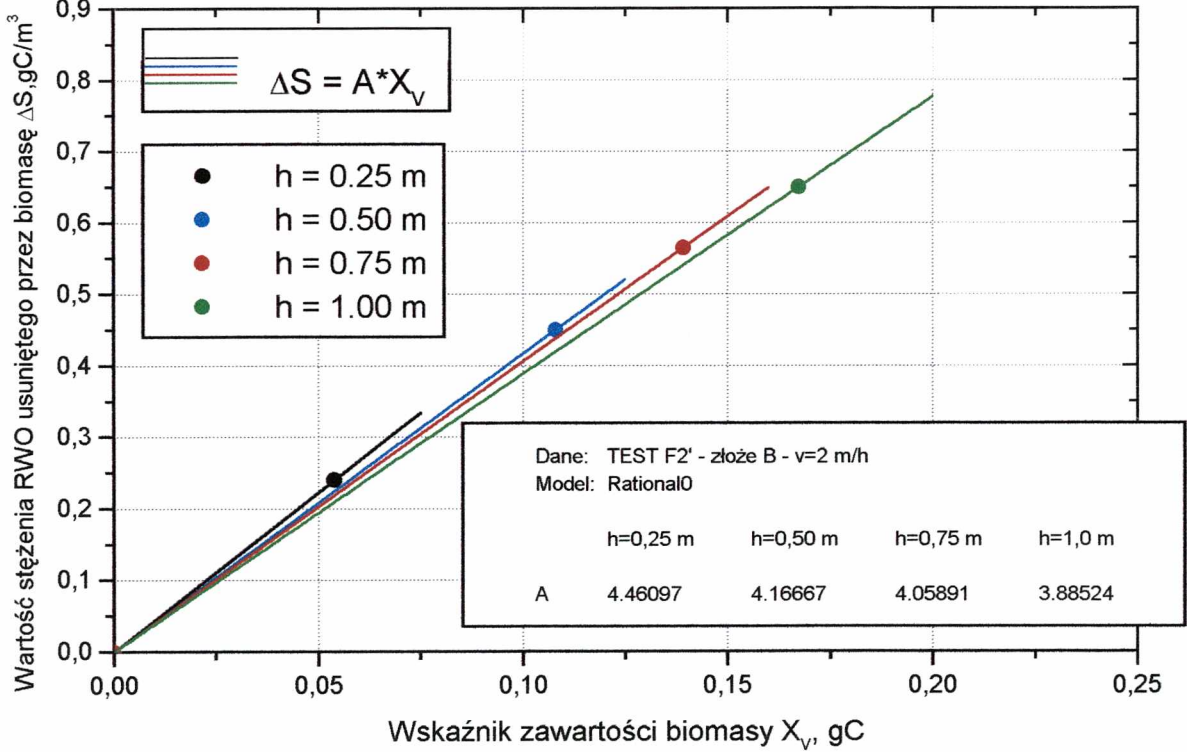
Rysunek 59. Zmienność właściwej szybkości usuwania substratu dla wody bez korekty biogenów, przy prędkości filtracji $v_f = 2 \text{ m/h}$ - TEST F2'.



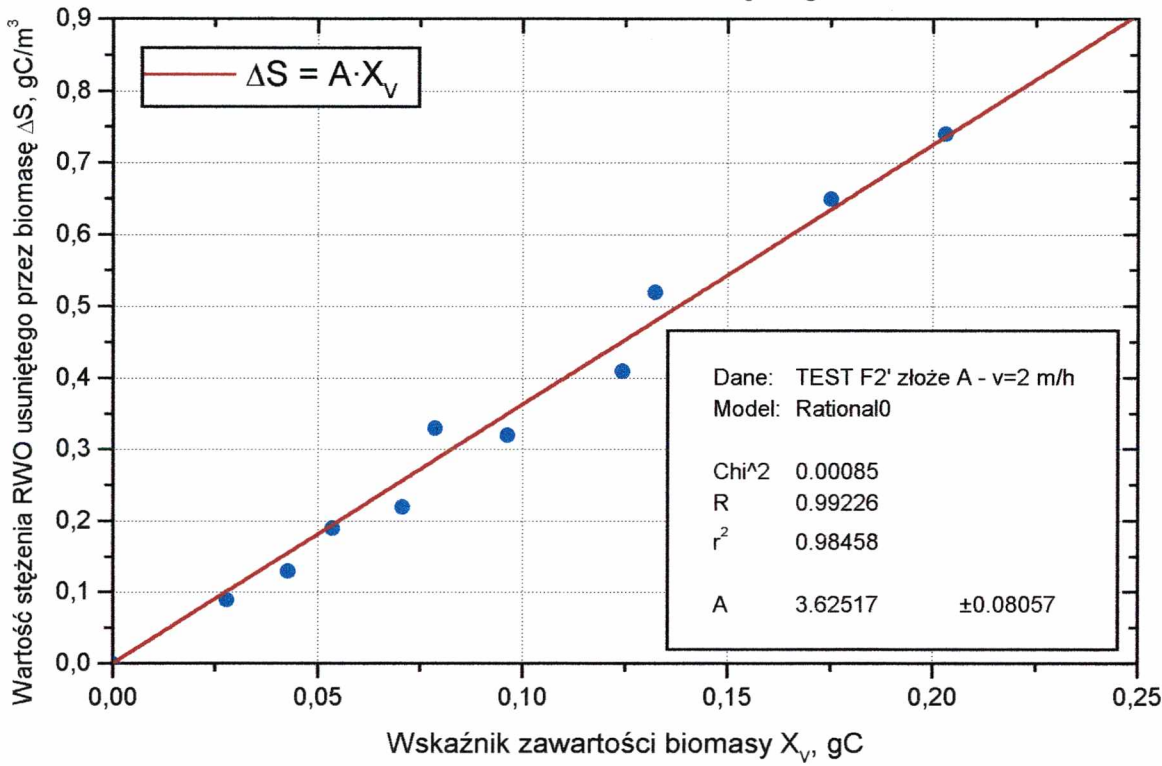
Rysunek 64. Związek między usuwaniem substratu a zawartością biomasy w złożu GWA
- TEST F2' - woda bez korekty biogenów.



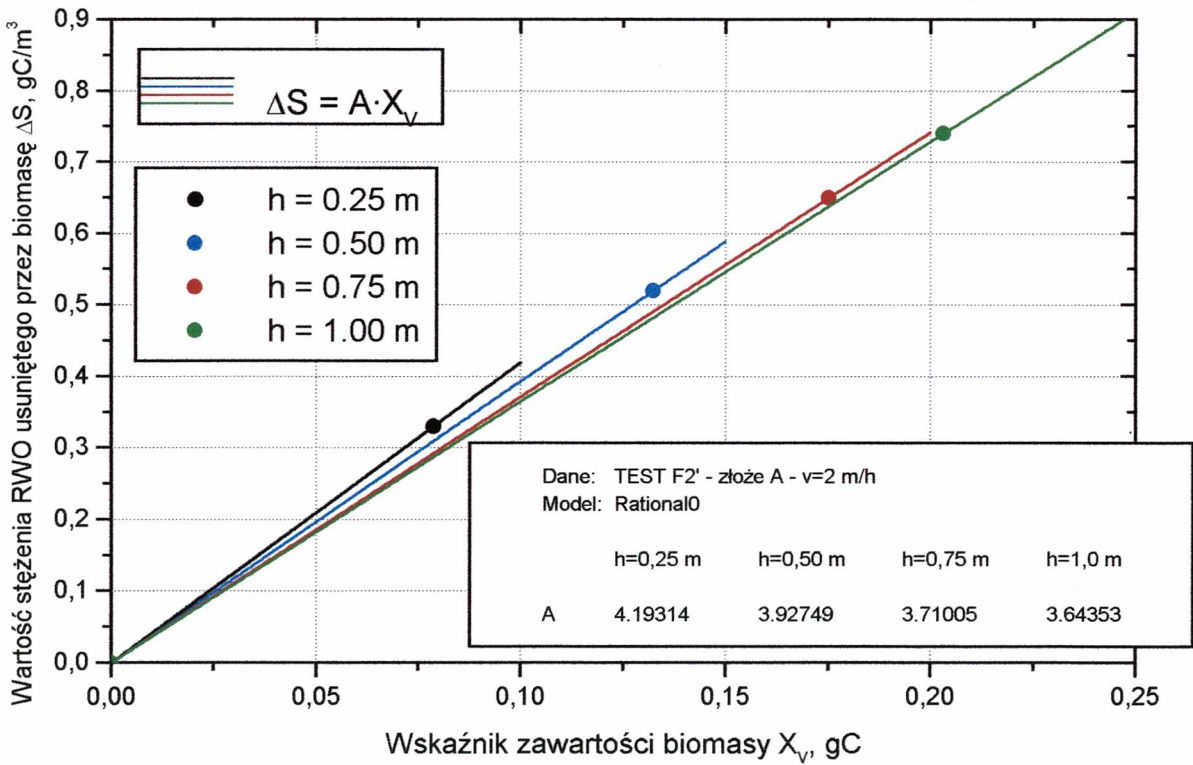
Rysunek 65. Związek między usuwaniem substratu a wysokością warstwy i zawartością biomasy w złożu GWA - TEST F2' - woda bez korekty biogenów.



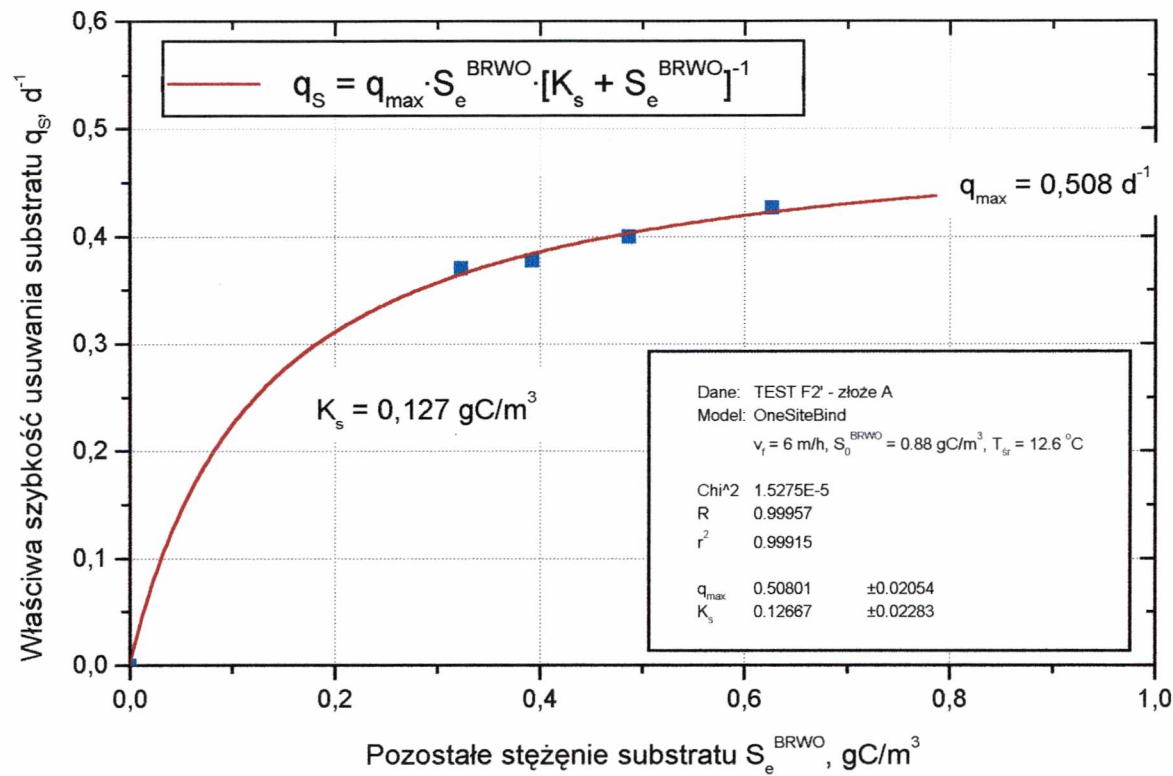
Rysunek 66. Związek między usuwaniem substratu a zawartością biomasy w złożu GWA
- TEST F2' - woda z korektą biogenów.



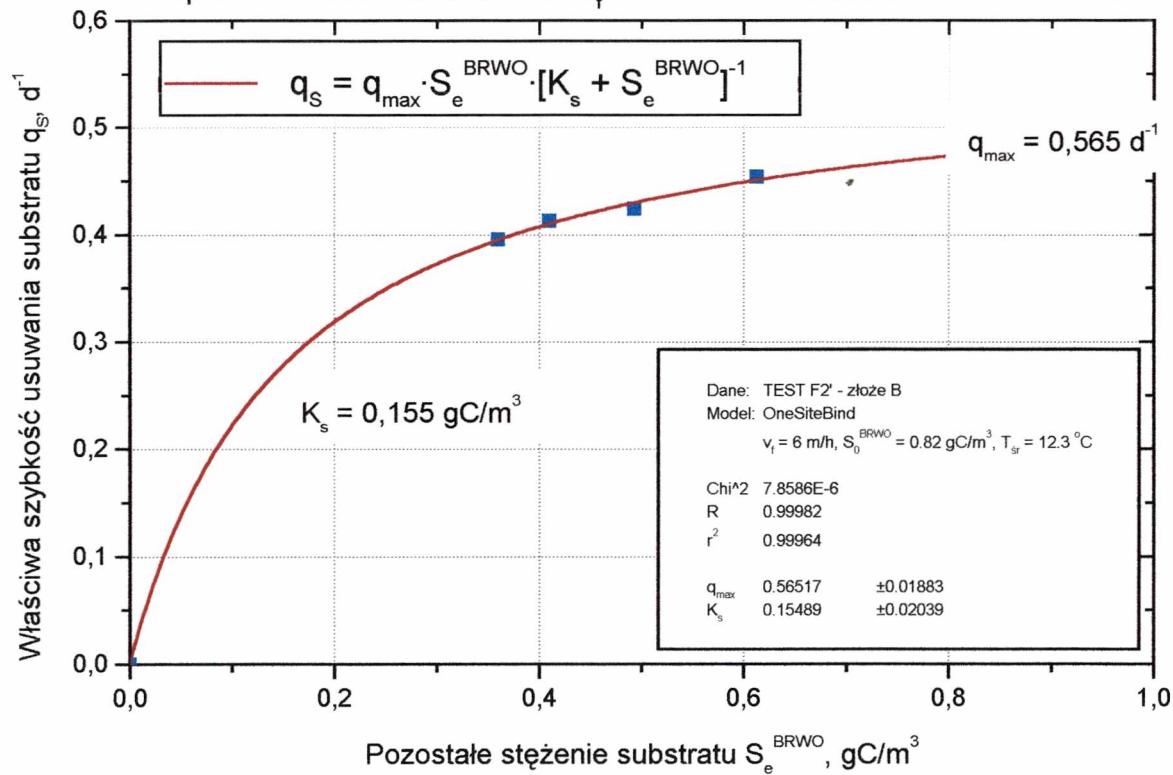
Rysunek 67. Związek między usuwaniem substratu a wysokością warstwy i zawartością biomasy w złożu GWA - TEST F2' - woda z korektą biogenów.



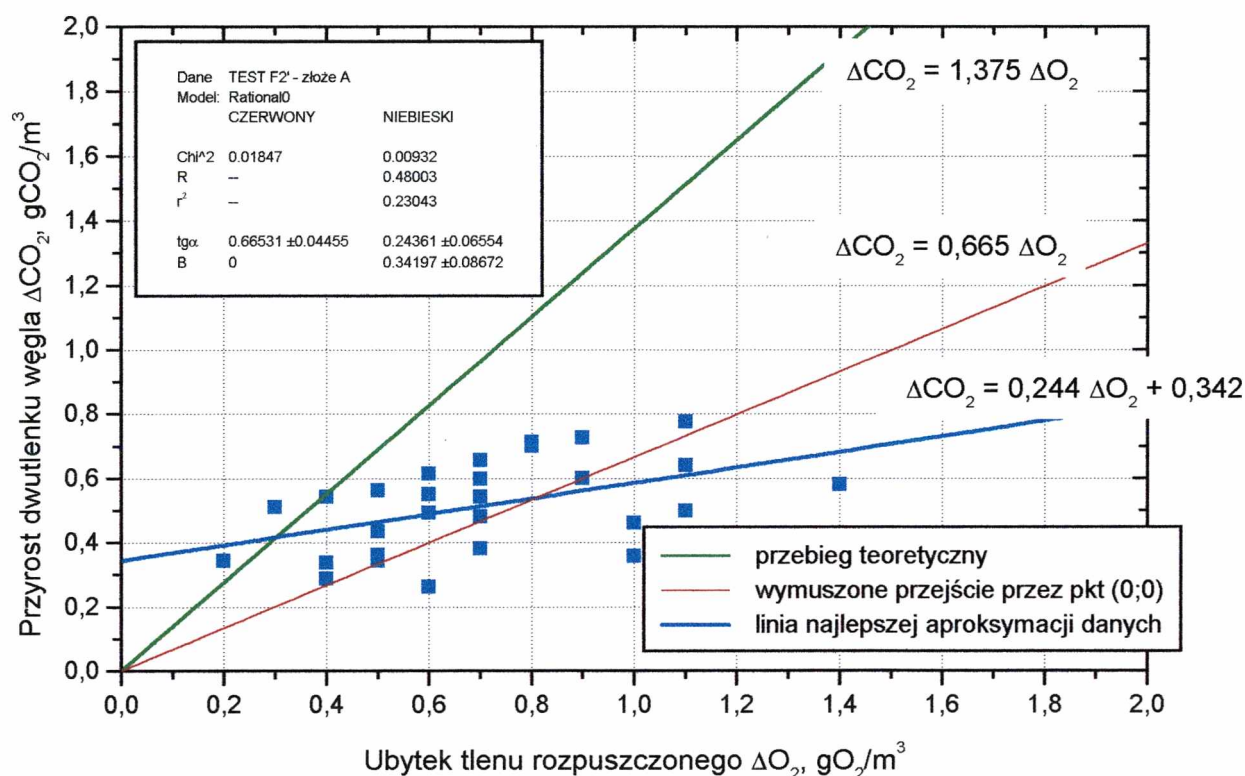
Rysunek 68. Szacowanie parametrów " $q_{\max}$ " i " K_s " dla wody z korektą biogenów, w oparciu o dane uśrednione - $v_f = 6 \text{ m/h}$ - warunki zimowe - TEST F2'.



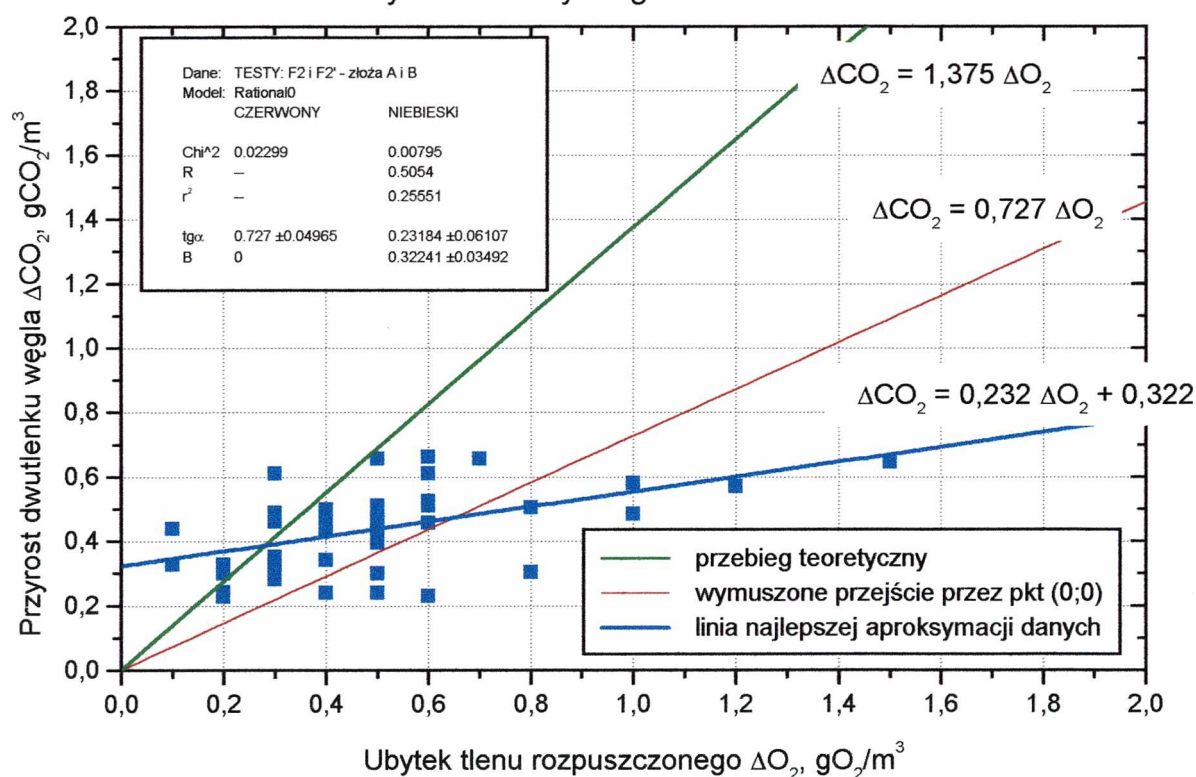
Rysunek 69. Szacowanie parametrów " $q_{\max}$ " i " K_s " dla wody bez korekty biogenów, w oparciu o dane uśrednione - $v_f = 6 \text{ m/h}$ - warunki zimowe - TEST F2'.



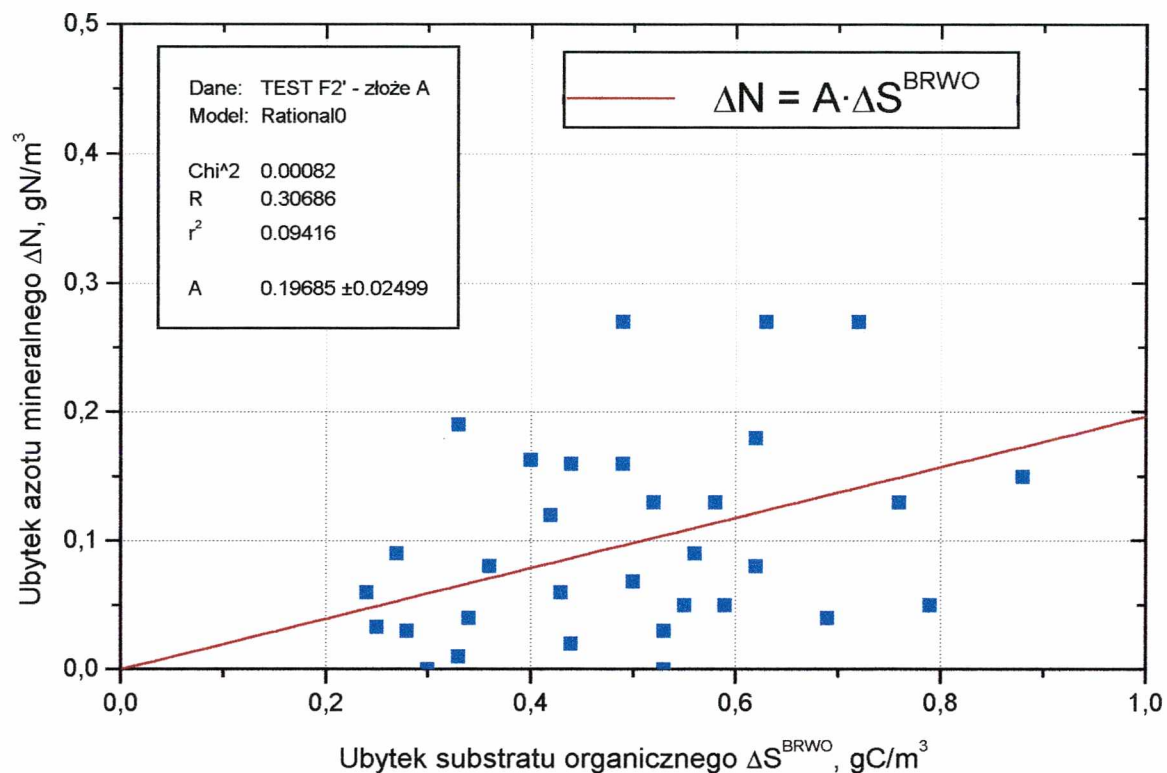
Rysunek 72. Związek między ubytkiem tlenu rozpuszczonego a przyrostem dwutlenku węgla dla wody z korektą biogenów - TEST F2'.



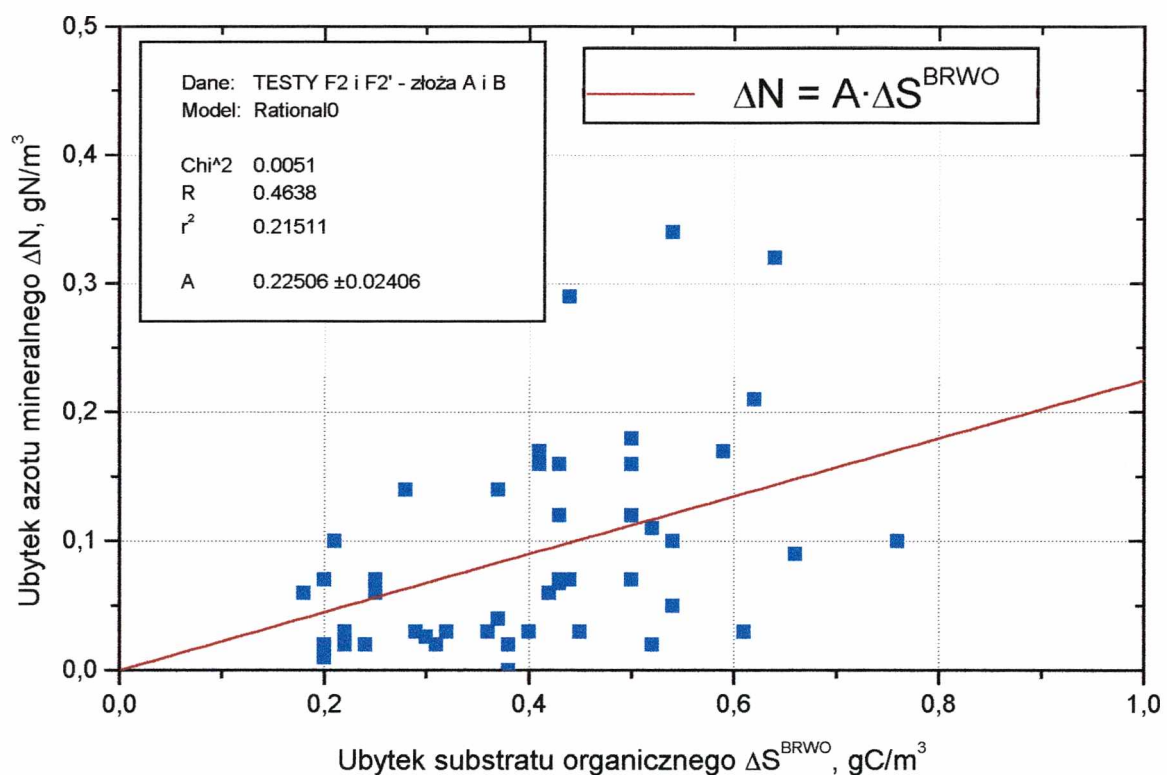
Rysunek 73. Związek między ubytkiem tlenu rozpuszczonego a przyrostem dwutlenku węgla dla wody bez korekty biogenów - TESTY: F2 i F2'.



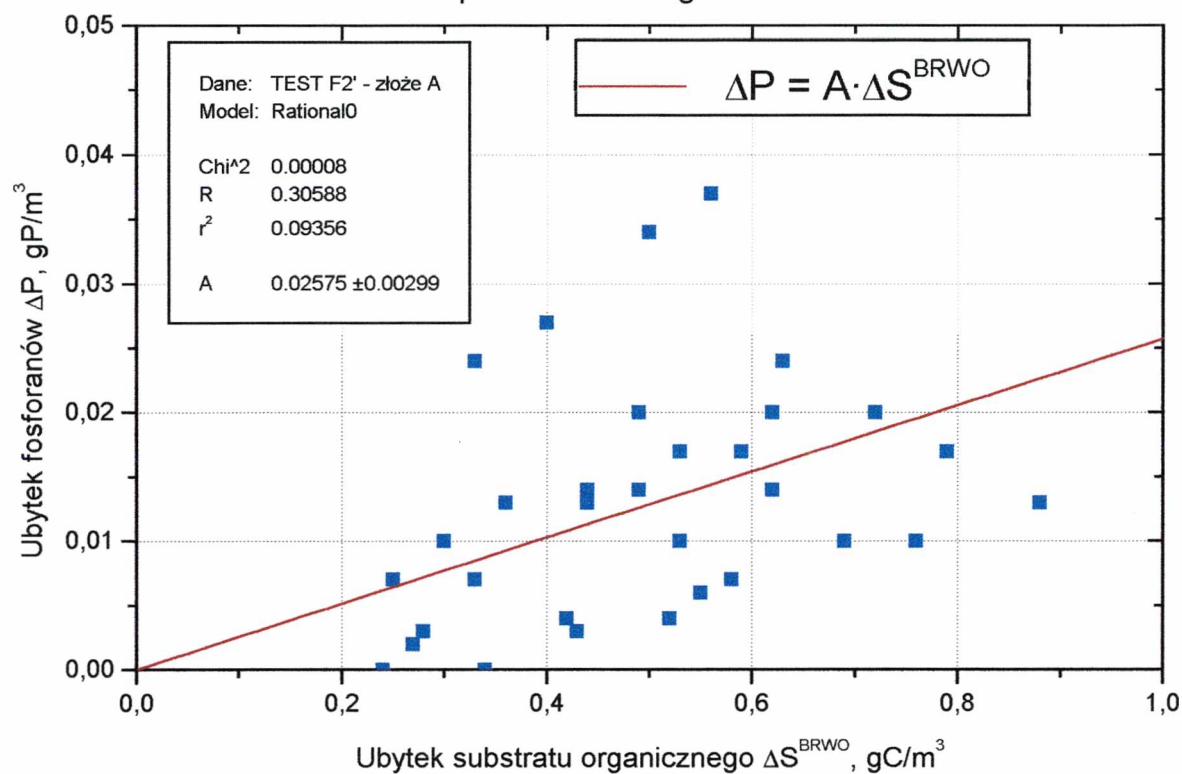
Rysunek 74. Usuwanie mineralnych form azotu w błonie biologicznej filtrów GWA
- woda po korekcie biogenów - TEST F2'.



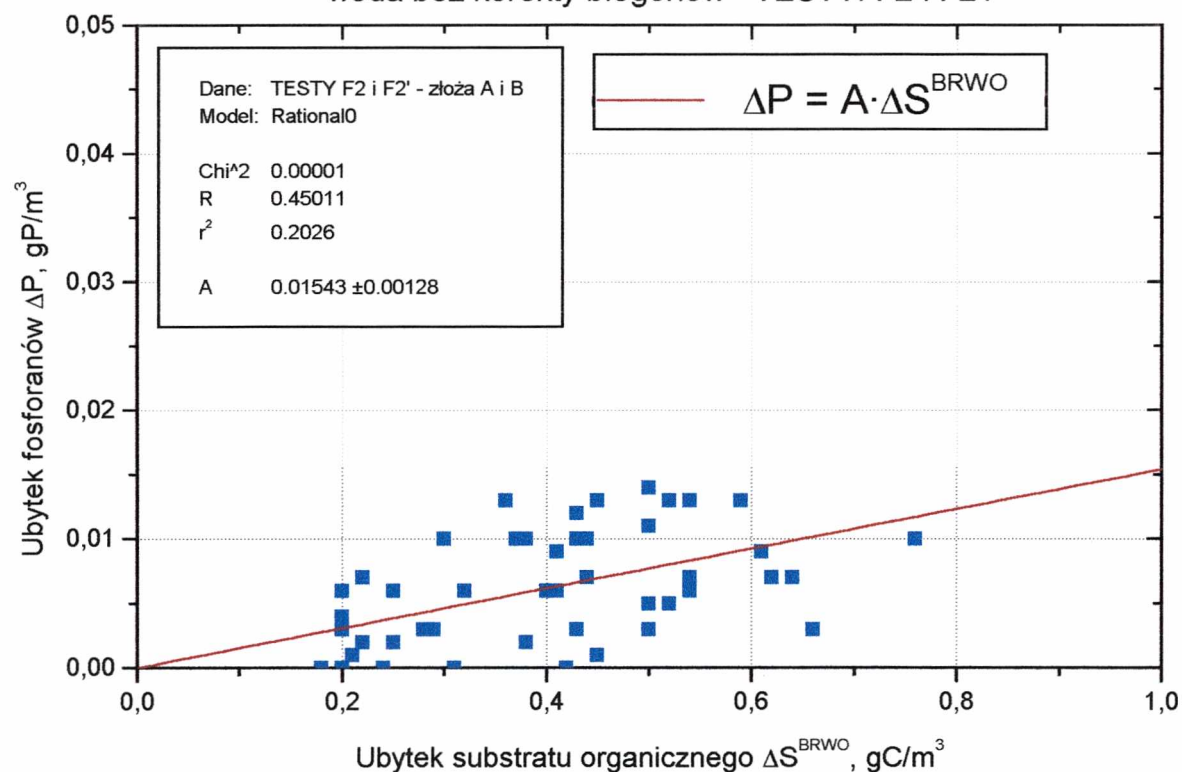
Rysunek 75. Usuwanie mineralnych form azotu w błonie biologicznej filtrów GWA
- woda bez korekty biogenów - TESTY F2 i F2'.



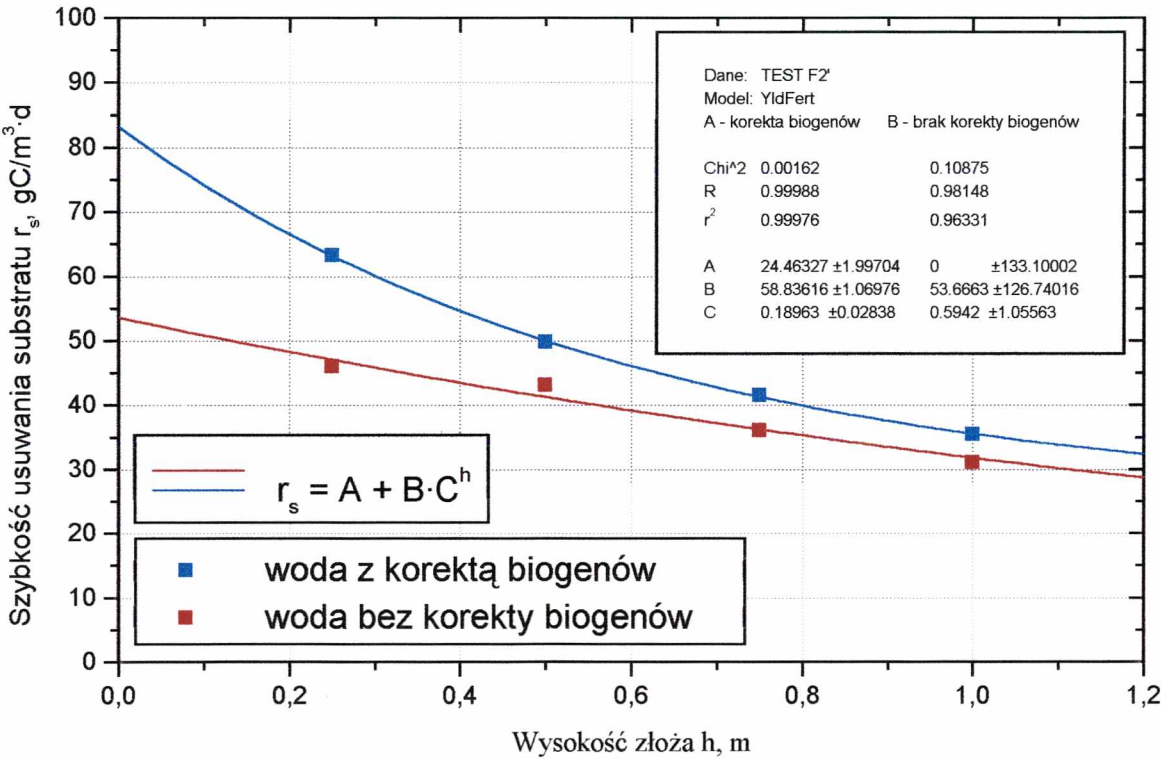
Rysunek 76. Usuwanie fosforanów w błonie biologicznej filtrów GWA
- woda po korekcie biogenów - TEST F2'.



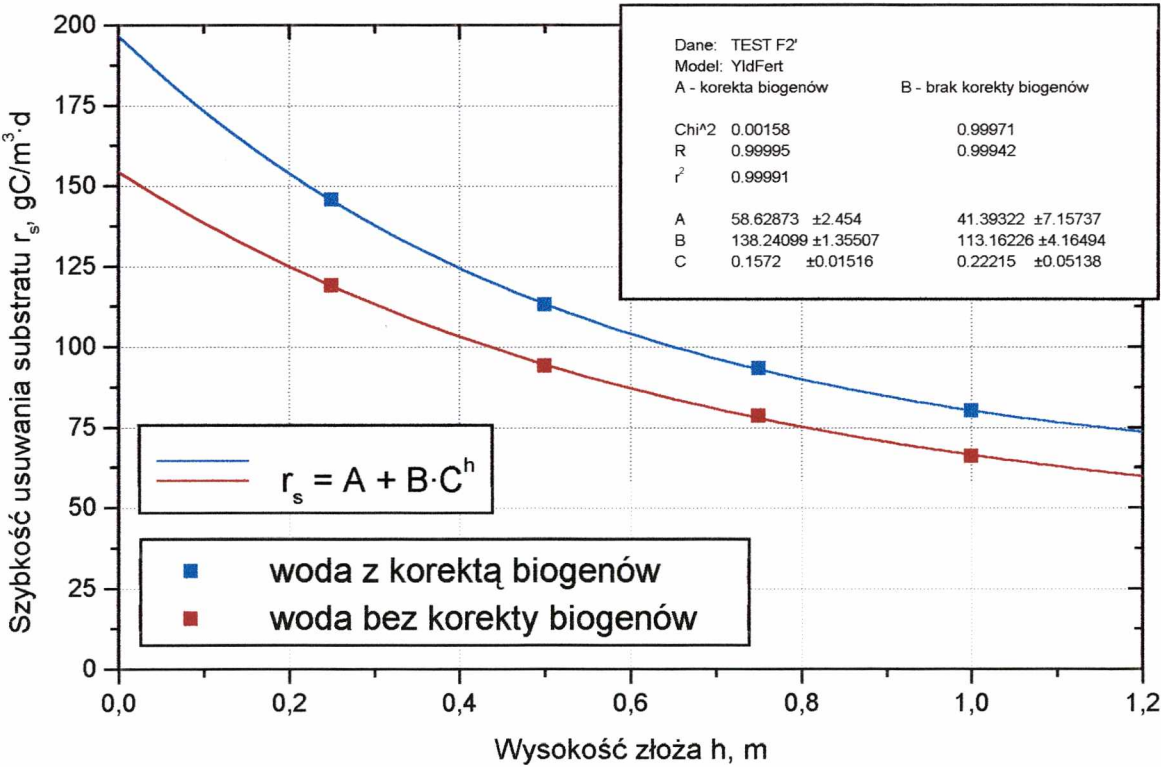
Rysunek 77. Usuwanie fosforanów w błonie biologicznej filtrów GWA
- woda bez korekty biogenów - TESTY: F2 i F2'.



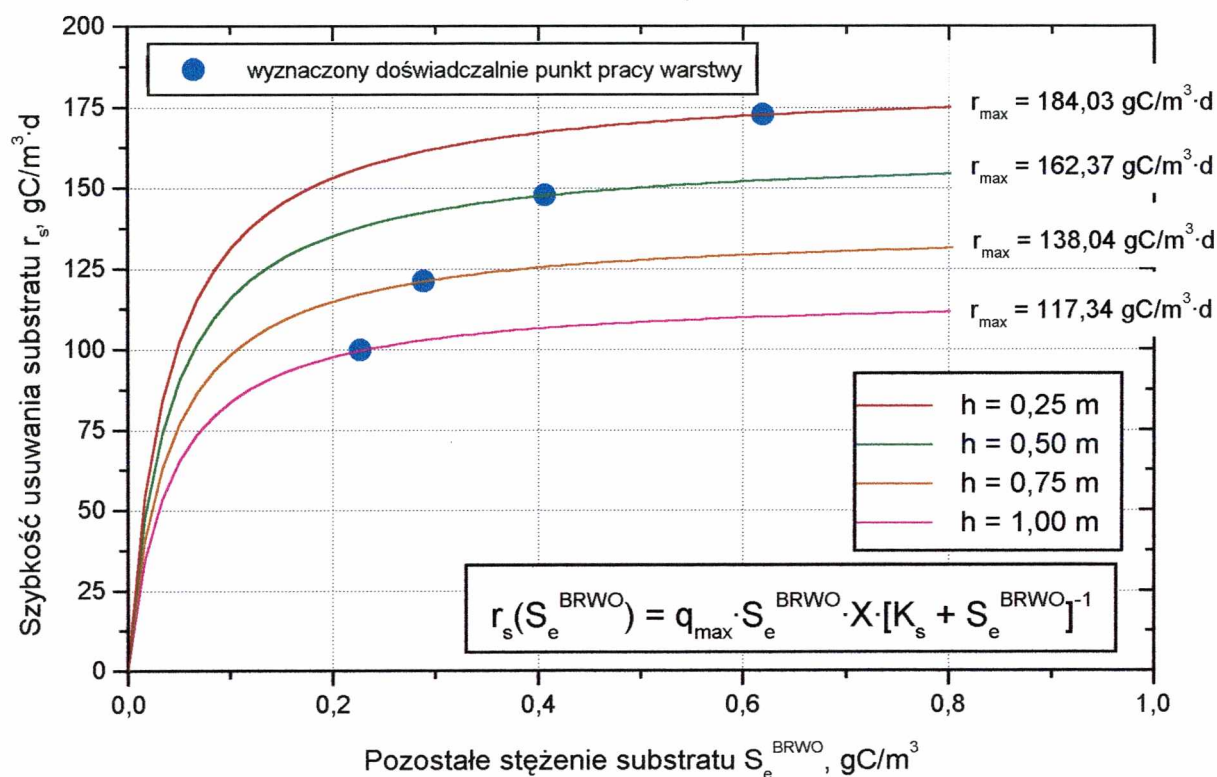
Rysunek 80. Porównanie szybkości usuwania RWO w fazie *plateau* pracy złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów - $v_f = 2 \text{ m/h}$ - warunki zimowe -TEST F2'.



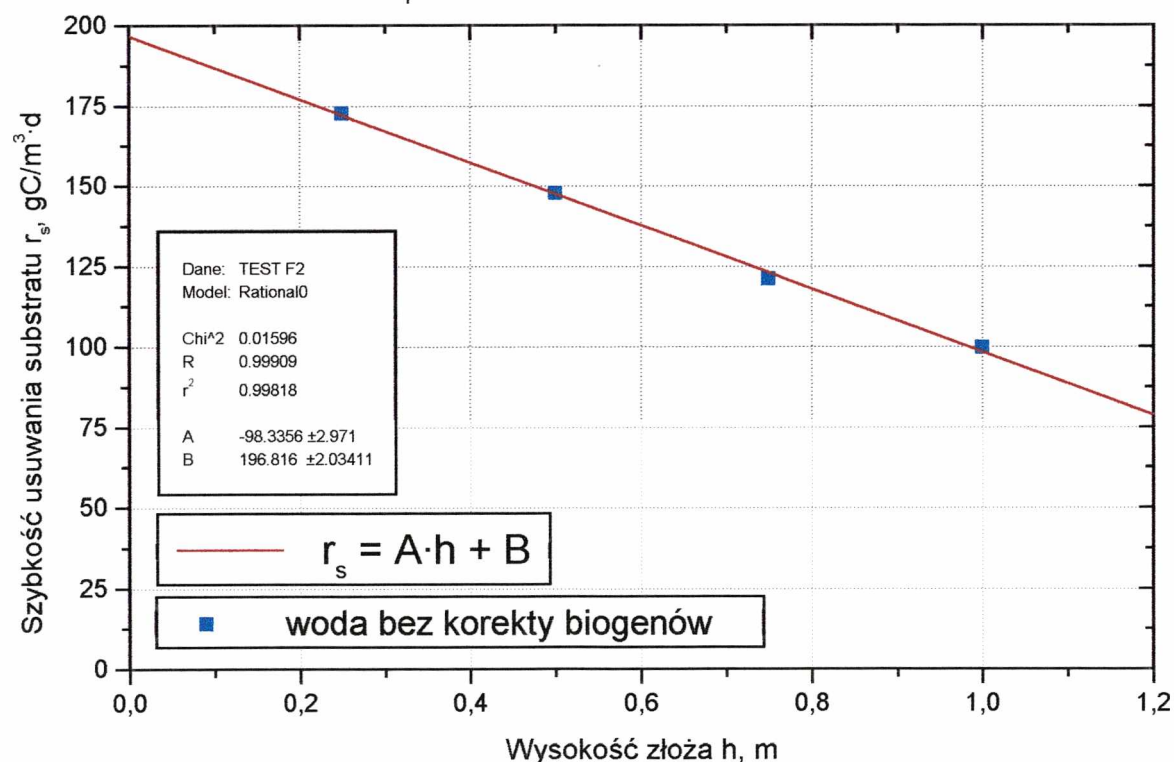
Rysunek 81. Porównanie szybkości usuwania RWO w fazie *plateau* pracy złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów - $v_f = 6 \text{ m/h}$ - warunki zimowe -TEST F2'.



Rysunek 82. Szybkość usuwania RWO jako funkcja wysokości złoza i pozostałego stężenia substratu - woda bez korekty biogenów - $v_f = 6$ m/h - warunki letnie - TEST F2.



Rysunek 83. Wysokość złoza a szybkość usuwania RWO w fazie *plateau* pracy złoza węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów - $v_f = 6$ m/h - warunki letnie -TEST F2.



8. ZAŁĄCZNIK 2 – TABELY WYNIKÓW

Tabela 11. Zmiany stężeń RWO w czasie kontaktu wody z węglami aktywnymi WD-ekstra i PICABIOL, przy stałym początkowym stężeniu adsorbentu ($S_0=4,0 \text{ gC/m}^3$) oraz różnych początkowych dawkach węgla ($D_w=2 - 24 \text{ g/dm}^3$) - TEST A1
- WARUNKI STATYCZNE - błąd oznaczenia $\pm 0,05 \text{ gC/m}^3$

Dawka węgla g/dm^3	2		6		10		16		24	
Węgiel	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL
Czas kontaktu h	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL
0	gC/m^3									
	4,00									
5	4,00	3,85	3,85	3,76	3,68	3,56	3,66	3,53	3,46	3,39
24	3,76	3,65	3,62	3,46	3,53	3,28	3,47	3,14	3,28	3,02
72	3,62	3,40	3,18	3,03	3,00	2,83	2,84	2,76	2,65	2,54
168	3,46	3,20	2,53	2,44	1,75	1,66	1,35	1,15	1,25	1,10
336	3,15	3,00	1,81	1,75	1,53	1,33	1,09	0,80	0,95	0,70

Tabela 12. Zmiany stężeń RWO w czasie kontaktu wody z węglami aktywnymi WD-ekstra i PICABIOL, przy stałej dawce węgla ($D_w=6 \text{ g/dm}^3$) i różnych początkowych stężeniach adsorbentu ($S_0=1,43 - 4,0 \text{ gC/m}^3$) - TEST A2
- WARUNKI STATYCZNE - błąd oznaczenia $\pm 0,05 \text{ gC/m}^3$

$S_0, \text{gC/m}^3$	4,00		3,10		2,13		1,43	
Węgiel	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL
Czas kontaktu h	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL	WD-ekstra	PICA - BIOL
0	gC/m^3							
	4,00		3,10		2,13		1,43	
5	3,85	3,76	3,03	2,80	2,13	2,00	1,42	1,33
24	3,62	3,46	2,87	2,60	1,97	1,86	1,40	1,20
72	3,18	3,03	2,51	2,20	1,66	1,58	1,29	1,07
168	2,53	2,44	1,72	1,60	1,16	1,09	1,03	0,86
336	1,81	1,75	1,28	1,10	0,95	0,93	0,88	0,79

Tabela 13. Zmiany stężeń RWO w czasie kontaktu wody z węglami aktywnymi WD-ekstra i PICABIOL, przy stałym początkowym stężeniu adsorbentu ($S_0=3,7 \text{ gC/m}^3$) oraz różnych dawkach węgla ($D_w=2 - 24 \text{ g/dm}^3$) - TEST A3
- PORÓWNANIE WARUNKÓW STATYCZNYCH I DYNAMICZNYCH -
błąd oznaczenia $\pm 0,05 \text{ gC/m}^3$

WARUNKI		STATYCZNE						DYNAMICZNE					
Dawka węgla g/dm^3		2		10		24		2		10		24	
Czas kontaktu h	Węgiel	WD- ekstra	PICA- BIOL	WD- ekstra	PICA- BIOL	WD- ekstra	PICA- BIOL	WD- ekstra	PICA- BIOL	WD- ekstra	PICA- BIOL	WD- ekstra	PICA- BIOL
		gC/m^3						gC/m^3					
0		3,70						3,70					
24		3,67	3,47	3,41	3,23	3,25	2,87	3,33	3,42	2,76	3,10	2,55	2,81
72		3,50	3,23	2,91	2,71	2,74	2,28	3,02	3,13	2,27	2,64	1,92	2,13
168		3,30	2,99	1,90	1,50	1,55	1,23	2,74	2,86	1,20	1,30	0,98	1,08
336		3,07	2,80	1,61	1,11	1,22	0,80	2,48	2,57	0,74	0,95	0,62	0,77

Tabela 14. Wyznaczenie punktów (S_R, x) izoterm adsorpcji na węglu WD-ekstra w warunkach statycznych - test porcjowy - A1.

Dawka węgla D _w	Stężenie początkowe S ₀	Współczynniki krzywej zmiany stężenia S = A - B · ln(t + C)	Równanie stycznych w punktach t ₀ , t _k	Punkt przecięcia stycznych	Równanie dwusiecznej	Punkt przecięcia krzywej i dwusiecznej	Stężenie równowagowe S _R	Pojemność sorpcyjna $x = \frac{S_0 - S_R}{D_w}$	
								x1	x2
g/dm ³	gC/m ³	-	-	-	-	-	gC/m ³	mgC/g	mgC/g
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$\frac{2,0^{1)}}{3,97^{2)}}$	4,0	A = 5,29959 ± 0,63356 B = 0,3574 ± 0,10835 C = 37,65807 ± 25,5914 chi ² = 0,00105 R = 0,98978 r ² = 0,97967 S ₀ = 4,00 , S ₃₃₆ = 3,18	t = 0 S = -0,00949 t + 4,00 t = 336 S = -0,00095 t + 3,502	t = 58,31 S = 3,446	S = 0,0488 t + 0,6005	t = 62,549 S = 3,6529	3,65	0,175	0,0882
$\frac{6,0^{1)}}{11,91^{2)}}$	4,0	A = 10,74269 ± 0,81053 B = 1,46827 ± 0,12633 C = 101,80988 ± 16,8193 chi ² = 0,00034 R = 0,99963 r ² = 0,99927 S ₀ = 3,955 , S ₃₃₆ = 1,812	t = 0 S = -0,0144 t + 3,955 t = 336 S = -0,00335 t + 2,936	t = 92,22 S = 2,627	S = 0,02973 t + 0,115	t = 102,49 S = 2,932	2,93	0,178	0,0898
$\frac{10^{1)}}{19,85^{2)}}$	4,0	A = 7,69086 ± 2,66212 B = 1,06344 ± 0,45401 C = 32,89323 ± 38,4218 chi ² = 0,0318 R = 0,97864 r ² = 0,95774 S ₀ = 3,976 , S ₃₃₆ = 1,405	t = 0 S = -0,0323 t + 3,9759 t = 336 S = -0,00288 t + 2,373	t = 54,48 S = 2,216	S = 0,02029 t + 1,1106	t = 77,677 S = 2,6866	2,69	0,131	0,066

Tabela 14 cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$16,0^{1)}$ $31,76^{2)}$	4,0	$A = 8,05877 \pm 2,96387$ $B = 1,20425 \pm 0,50665$ $C = 28,98495 \pm 35,5203$ $\chi^2 = 0,05447$ $R = 0,97737$ $r^2 = 0,95525$ $S_0 = 4,00$, $S_{336} = 0,953$	$t = 0$ $S = -0,04155 t + 4,00$ $t = 336$ $S = -0,0033 t + 2,0627$	$t = 50,65$ $S = 1,895$	$S = 0,018 t + 0,9833$	$t = 79,519$ $S = 2,4147$	2,41	0,099	0,050
$24,0^{1)}$ $47,64^{2)}$	4,0	$A = 7,48891 \pm 2,38244$ $B = 1,12969 \pm 0,4114$ $C = 23,83992 \pm 27,2024$ $\chi^2 = 0,04935$ $R = 0,98073$ $r^2 = 0,96182$ $S_0 = 3,906$, $S_{336} = 0,8396$	$t = 0$ $S = -0,047438 t + 3,906$ $t = 336$ $S = -0,00314 t + 1,895$	$t = 45,397$ $S = 1,752$	$S = 0,01722 t + 0,9703$	$t = 76,32$ $S = 2,2846$	2,28	0,0716	0,0361

1) - dawka węgla w stanie powietrznie suchym

2) - dawka węgla w stanie zhydratyzowanym

x1 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie powietrznie suchym

x2 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie zhydratyzowanym

Tabela 15. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izoterm adsorpcji na węglu PICABIOL w warunkach statycznych - test porcjowy - A1.

Dawka węgla D_w	Stężenie początkowe S_0	Współczynniki krzywej zmiany stężenia $S = A - B \ln(t + C)$	Równanie stycznych w punktach t_0, t_k	Punkt przecięcia stycznych	Równanie dwusiecznej	Punkt przecięcia krzywej i dwusiecznej	Stężenie równowagowe S_R	Pojemność sorpcyjna $x = \frac{S_0 - S_R}{D_w}$	
								x1	x2
g/dm^3	gC/m^3	-	-	-	-	-	gC/m^3	mgC/g	mgC/g
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$2,0^{1)}$ $3,062^{2)}$	4,0	$A = 4,9156 \pm 0,0677$ $B = 0,27087 \pm 0,01289$ $C = 9,2739 \pm 1,6535$ $\chi^2 = 0,00008$ $R = 0,99946$ $r^2 = 0,99892$ $S_0 = 3,988, S_{336} = 3,008$	$t = 0$ $S = -0,292 t + 3,988$ $t = 336$ $S = -0,00078 t + 3,2706$	$t = 25,24$ $S = 3,2509$	$S = 0,02442 t + 2,6345$	$t = 37,489$ $S = 3,553$	3,55	0,225	0,1469
$6,0^{1)}$ $9,186^{2)}$	4,0	$A = 8,604 \pm 1,09054$ $B = 1,1424 \pm 0,17745$ $C = 61,02191 \pm 21,3250$ $\chi^2 = 0,0018$ $R = 0,99811$ $r^2 = 0,99623$ $S_0 = 3,907, S_{336} = 1,767$	$t = 0$ $S = -0,0187 t + 3,907$ $t = 336$ $S = -0,0029 t + 2,74$	$t = 73,86$ $S = 2,526$	$S = 0,0267 t + 0,554$	$t = 87,49$ $S = 2,89$	2,89	0,185	0,1208
$10^{1)}$ $15,31^{2)}$	4,0	$A = 7,26295 \pm 1,88771$ $B = 1,01988 \pm 0,32546$ $C = 27,03981 \pm 25,4163$ $\chi^2 = 0,02283$ $R = 0,98624$ $r^2 = 0,97267$ $S_0 = 3,9, S_{336} = 1,251$	$t = 0$ $S = -0,0377 t + 3,9$ $t = 336$ $S = -0,00281 t + 2,195$	$t = 48,87$ $S = 2,057$	$S = 0,01796 t + 1,1792$	$t = 76,77$ $S = 2,558$	2,59	0,141	0,0921

Tabela 15 cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$16,0^{1)}$ $24,496^{2)}$	4,0	$A = 7,84053 \pm 2,70602$ $B = 1,21189 \pm 0,46345$ $C = 25,37516 \pm 30,2126$ $\chi^2 = 0,06178$ $R = 0,97956$ $r^2 = 0,95954$ $S_0 = 3,922$, $S_{336} = 0,70$	$t = 0$ $S = -0,04775 t + 3,9215$ $t = 336$ $S = -0,00335 t + 1,8282$	$t = 47,146$ $S = 1,67$	$S = 0,01618 t + 0,9072$	$t = 79,801$ $S = 2,1984$	2,2	0,1125	0,0735
$24,0^{1)}$ $36,744^{2)}$	4,0	$A = 7,31956 \pm 2,0202$ $B = 1,13845 \pm 0,3491$ $C = 20,87359 \pm 21,4605$ $\chi^2 = 0,04741$ $R = 0,98498$ $r^2 = 0,97018$ $S_0 = 3,86$, $S_{336} = 0,628$	$t = 0$ $S = -0,0545 t + 3,86$ $t = 336$ $S = -0,00319 t + 1,7$	$t = 42,097$ $S = 1,565$	$S = 0,01562 t + 0,9074$	$t = 2,105$ $S = 76,67$	2,10	0,079	0,0517

1) - dawka węgla w stanie powietrznie suchym

2) - dawka węgla w stanie zhydratyzowanym

x1 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie powietrznie suchym

x2 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie zhydratyzowanym

Tabela 16. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izoterm adsorpcji na węglu WD-ekstra w warunkach statycznych - test porcjowy - A2.

Dawka węgla D_w	Stężenie początkowe S_0	Współczynniki krzywej zmiany stężenia $S = A - B \cdot \ln(t + C)$	Równanie stycznych w punktach t_0, t_k	Punkt przecięcia stycznych	Równanie dwusiecznej	Punkt przecięcia krzywej i dwusiecznej	Stężenie równowagowe S_R	Pojemność sorpcyjna $x = \frac{S_0 - S_R}{D_w}$	
								x1	x2
g/dm^3	gC/m^3	-	-	-	-	-	gC/m^3	mgC/g	mgC/g
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$\frac{6,0^{1)}}{11,91^{2)}}$	4,0	$A = 10,74269 \pm 0,81053$ $B = 1,46827 \pm 0,12633$ $C = 101,80988 \pm 16,8193$ $\chi^2 = 0,00034$ $R = 0,99963$ $r^2 = 0,99927$ $S_0 = 3,955, S_{336} = 1,812$	$t = 0$ $S = -0,0144 t + 3,955$ $t = 336$ $S = -0,00335 t + 2,936$	$t = 92,22$ $S = 2,627$	$S = 0,02973 t - 0,115$	$t = 102,49$ $S = 2,932$	2,93	0,178	0,0898
$\frac{6,0^{1)}}{11,91^{2)}}$	3,1	$A = 8,15604 \pm 2,09546$ $B = 1,14569 \pm 0,33303$ $C = 80,52818 \pm 48,3953$ $\chi^2 = 0,00505$ $R = 0,99485$ $r^2 = 0,98973$ $S_0 = 3,128, S_{336} = 1,245$	$t = 0$ $S = -0,01423 t + 3,128$ $t = 336$ $S = -0,00275 t + 2,1693$	$t = 83,51$ $S = 1,9396$	$S = 0,0317 t - 0,7076$	$t = 93,205$ $S = 2,247$	2,25	0,142	0,0714
$\frac{6,0^{1)}}{11,91^{2)}}$	2,13	$A = 4,37703 \pm 0,93158$ $B = 0,58338 \pm 0,1559$ $C = 43,36248 \pm 28,8797$ $\chi^2 = 0,00439$ $R = 0,9928$ $r^2 = 0,98565$ $S_0 = 2,178, S_{336} = 0,912$	$t = 0$ $S = -0,01345 t + 2,178$ $t = 336$ $S = -0,00153 t + 1,4267$	$t = 63,03$ $S = 1,33$	$S = 0,0364 t - 0,9643$	$t = 70,81$ $S = 1,613$	1,61	0,086	0,0437

Tabela 16 cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
6,0 ¹⁾ 11,91 ²⁾	1,43	$A = 3,82379 \pm 1,52238$ $B = 0,47933 \pm 0,23093$ $C = 141,99314 \pm 117,505$ $\chi^2 = 0,00135$ $R = 0,99185$ $r^2 = 0,98377$ $S_0 = 1,448$, $S_{336} = 0,866$	$t = 0$ $S = -0,003375 t + 1,448$ $t = 336$ $S = -0,001 t + 1,2025$	$t = 103,37$ $S = 1,099$	$S = 0,12466 t - 11,787$	$t = 104,05$ $S = 1,1848$	1,185	0,041	0,0206

1) - dawka węgla w stanie powietrznie suchym

2) - dawka węgla w stanie zhydratyzowanym

x1 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie powietrznie suchym

x2 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie zhydratyzowanym

Tabela 17. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermę adsorpcji na węglu PICABIOL w warunkach statycznych - test porcjowy - A2.

Dawka węgla D_w	Stężenie początkowe S_0	Współczynniki krzywej zmiany stężenia $S = A - B \ln(t + C)$	Równanie stycznych w punktach t_0, t_k	Punkt przecięcia stycznych	Równanie dwusiecznej	Punkt przecięcia krzywej i dwusiecznej	Stężenie równowagowe S_R	Pojemność sorpcyjna $x = \frac{S_0 - S_R}{D_w}$	
								x1	x2
g/dm^3	gC/m^3	-	-	-	-	-	gC/m^3	mgC/g	mgC/g
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$\frac{6,0^{1)}}{9,186^{2)}}$	4,0	$A = 8,604 \pm 1,09054$ $B = 1,1424 \pm 0,17745$ $C = 61,02191 \pm 21,3250$ $\chi^2 = 0,0018$ $R = 0,99811$ $r^2 = 0,99623$ $S_0 = 3,907, S_{336} = 1,767$	$t = 0$ $S = -0,0187 t + 3,907$ $t = 336$ $S = -0,0029 t + 2,74$	$t = 73,86$ $S = 2,526$	$S = 0,0267 t + 0,554$	$t = 87,49$ $S = 2,89$	2,89	0,185	0,1208
$\frac{6,0^{1)}}{9,186^{2)}}$	3,10	$A = 6,39753 \pm 0,89232$ $B = 0,89151 \pm 0,14823$ $C = 45,22523 \pm 18,8067$ $\chi^2 = 0,00291$ $R = 0,99728$ $r^2 = 0,99457$ $S_0 = 3,00, S_{336} = 1,098$	$t = 0$ $S = -0,0197 t + 3,00$ $t = 336$ $S = -0,00234 t + 1,886$	$t = 64,17$ $S = 1,736$	$S = 0,0271 t - 0,003$	$t = 77,86$ $S = 2,107$	2,11	0,165	0,1077
$\frac{6,0^{1)}}{9,186^{2)}}$	2,13	$A = 3,72924 \pm 0,70878$ $B = 0,48139 \pm 0,12252$ $C = 28,29431 \pm 20,4975$ $\chi^2 = 0,00503$ $R = 0,98138$ $r^2 = 0,98283$ $S_0 = 2,12, S_{336} = 0,89$	$t = 0$ $S = -0,01701 t + 2,12$ $t = 336$ $S = -0,00132 t + 1,3335$	$t = 50,127$ $S = 1,267$	$S = 0,0267 t - 0,0714$	$t = 61,295$ $S = 1,5652$	1,57	0,093	0,0609

Tabela 17 cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$6,0^{1)}$ $9,186^{2)}$	1,43	$A = 1,84152 \pm 0,14335$ $B = 0,1823 \pm 0,02684$ $C = 10,05561 \pm 5,6044$ $\chi^2 = 0,00102$ $R = 0,99496$ $r^2 = 0,98995$ $S_0 = 1,421, S_{336} = 0,776$	$t = 0$ $S = -0,0181 t + 1,42$ $t = 336$ $S = -0,00053 t + 0,958$	$t = 26,29$ $S = 0,944$	$S = 0,0331 t + 0,074$	$t = 32,71$ $S = 1,157$	1,16	0,045	0,0294

1) - dawka węgla w stanie powietrznie suchym

2) - dawka węgla w stanie zhydratyzowanym

x1 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie powietrznie suchym

x2 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie zhydratyzowanym

Tabela 18. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu WD-ekstra w warunkach statycznych - test porcjowy - A3.

Dawka węgla D_w	Stężenie początkowe S_0	Współczynniki krzywej zmiany stężenia $S = A - B \ln(t + C)$	Równanie stycznych w punktach t_0, t_k	Punkt przecięcia stycznych	Równanie dwusiecznej	Punkt przecięcia krzywej i dwusiecznej	Stężenie równowagowe S_R	Pojemność sorpcyjna $x = \frac{S_0 - S_R}{D_w}$	
								x1	x2
g/dm^3	gC/m^3	-	-	-	-	-	gC/m^3	mgC/g	mgC/g
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$2^{1)}$ $3,97^{2)}$	3,7	$A = 6,79193 \pm 1,29049$ $B = 0,59828 \pm 0,1924$ $C = 170,23693 \pm 90,2827$ $\chi^2 = 0,00019$ $R = 0,99772$ $r^2 = 0,99545$ $S_0 = 3,718, S_{336} = 3,066$	$t = 0$ $S = -0,0035 t + 3,718$ $t = 336$ $S = -0,00118 t + 3,463$	$t = 109,91$ $S = 3,333$	$S = 0,08095 t - 5,5642$	$t = 110,959$ $S = 3,418$	3,42	0,14	0,0705
$10^{1)}$ $19,85^{2)}$	3,7	$A = 7,61602 \pm 2,70901$ $B = 1,0271 \pm 0,45354$ $C = 42,00014 \pm 48,2032$ $\chi^2 = 0,02221$ $R = 0,98356$ $r^2 = 0,96739$ $S_0 = 3,777, S_{336} = 1,52$	$t = 0$ $S = -0,0244 t + 3,777$ $t = 336$ $S = -0,00272 t + 2,4342$	$t = 61,937$ $S = 2,265$	$S = 0,01942 t + 1,0623$	$t = 82,37$ $S = 2,662$	2,66	0,104	0,0524
$24^{1)}$ $47,64^{2)}$	3,7	$A = 7,70192 \pm 2,6946$ $B = 1,11161 \pm 0,45577$ $C = 34,37483 \pm 39,7858$ $\chi^2 = 0,03425$ $R = 0,98337$ $r^2 = 0,96702$ $S_0 = 3,77, S_{336} = 1,127$	$t = 0$ $S = -0,0323 t + 3,769$ $t = 336$ $S = -0,003 t + 2,1353$	$t = 55,757$ $S = 1,968$	$S = 0,01722 t + 1,0078$	$t = 81,788$ $S = 2,416$	2,42	0,053	0,0268

1) - dawka węgla w stanie powietrznie suchym

2) - dawka węgla w stanie zhydryzowanym

x1 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie powietrznie suchym

x2 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie zhydryzowanym

Tabela 19. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu PICABIOL w warunkach statycznych - test porcjowy - A3.

Dawka węgla D_w	Stężenie początkowe S_0	Współczynniki krzywej zmiany stężenia $S = A - B \ln(t + C)$	Równanie stycznych w punktach t_0, t_k	Punkt przecięcia stycznych	Równanie dwusiecznej	Punkt przecięcia krzywej i dwusiecznej	Stężenie równowagowe S_R	Pojemność sorpcyjna $x = \frac{S_0 - S_R}{D_w}$	
								x1	x2
g/dm^3	gC/m^3	-	-	-	-	-	gC/m^3	mgC/g	mgC/g
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$2^{1)}$ $3,062^{2)}$	3,7	$A = 4,71337 \pm 0,07298$ $B = 0,32639 \pm 0,01302$ $C = 22,12337 \pm 2,62066$ $\chi^2 = 0,00003$ $R = 0,99979$ $r^2 = 0,99958$ $S_0 = 3,70, S_{336} = 2,79$	$t = 0$ $S = -0,01475 t + 3,70$ $t = 336$ $S = -0,0009 t + 3,09$	$t = 44,04$ $S = 3,05$	$S = 0,0267 t + 1,874$	$t = 53,4$ $S = 3,30$	3,30	0,2	0,1306
$10^{1)}$ $15,31^{2)}$	3,7	$A = 7,99755 \pm 2,67862$ $B = 1,17716 \pm 0,45029$ $C = 36,34187 \pm 38,8849$ $\chi^2 = 0,03215$ $R = 0,98602$ $r^2 = 0,97223$ $S_0 = 3,768, S_{336} = 1,03$	$t = 0$ $S = -0,03239 t + 3,768$ $t = 336$ $S = -0,00316 t + 2,0907$	$t = 57,38$ $S = 1,909$	$S = 0,01667 t + 0,9524$	$t = 84,22$ $S = 2,356$	2,36	0,134	0,0875
$24^{1)}$ $36,744^{2)}$	3,7	$A = 6,59143 \pm 1,13458$ $B = 0,99534 \pm 0,19877$ $C = 17,94054 \pm 12,7009$ $\chi^2 = 0,01818$ $R = 0,99364$ $r^2 = 0,98732$ $S_0 = 3,718, S_{336} = 0,75$	$t = 0$ $S = -0,05547 t + 3,718$ $t = 336$ $S = -0,00281 t + 1,6938$	$t = 38,43$ $S = 1,586$	$S = 0,0145 t + 1,0287$	$t = 73,59$ $S = 2,0958$	2,10	0,067	0,0435

1) - dawka węgla w stanie powietrznie suchym

2) - dawka węgla w stanie zhydratyzowanym

x1 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie powietrznie suchym

x2 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie zhydratyzowanym

Tabela 20. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu WD-ekstra w warunkach dynamicznych - test porcjowy - A3.

Dawka węgla D_w	Stężenie początkowe S_0	Współczynniki krzywej zmiany stężenia $S = A - B \ln(t + C)$	Równanie stycznych w punktach t_0, t_k	Punkt przecięcia stycznych	Równanie dwusiecznej	Punkt przecięcia krzywej i dwusiecznej	Stężenie równowagowe S_R	Pojemność sorpcyjna $x = \frac{S_0 - S_R}{D_w}$	
								x1	x2
g/dm^3	gC/m^3	-	-	-	-	-	gC/m^3	mgC/g	mgC/g
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$2^{1)}$ $3,97^{2)}$	3,7	$A = 4,74888 \pm 0,02709$ $B = 0,38663 \pm 0,00496$ $C = 15,09473 \pm 0,6391$ $\chi^2 = 7,97 \cdot 10^{-6}$ $R = 0,99997$ $r^2 = 0,99995$ $S_0 = 3,699$, $S_{336} = 2,483$	$t = 0$ $S = -0,0256 t + 3,699$ $t = 336$ $S = -0,0011 t + 2,853$	$t = 34,57$ $S = 2,815$	$S = 0,0214 t + 2,075$	$t = 49,5$ $S = 3,14$	3,14	0,28	0,141
$10^{1)}$ $19,85^{2)}$	3,7	$A = 6,49873 \pm 1,2185$ $B = 0,98791 \pm 0,19668$ $C = 17,07653 \pm 12,3235$ $\chi^2 = 0,01946$ $R = 0,99348$ $r^2 = 0,98701$ $S_0 = 3,695$, $S_{336} = 0,7$	$t = 0$ $S = -0,05785 t + 3,695$ $t = 336$ $S = -0,00279 t + 1,6404$	$t = 37,315$ $S = 1,5362$	$S = 0,0141 t + 1,01$	$t = 73,52$ $S = 2,046$	2,05	0,165	0,0831
$24^{1)}$ $47,64^{2)}$	3,7	$A = 5,4087 \pm 0,69523$ $B = 0,8283 \pm 0,12671$ $C = 7,77292 \pm 5,26859$ $\chi^2 = 0,01796$ $R = 0,99441$ $r^2 = 0,98885$ $S_0 = 3,71$, $S_{336} = 0,57$	$t = 0$ $S = -0,10656 t + 3,71$ $t = 336$ $S = -0,002409 t + 1,3808$	$t = 22,3636$ $S = 1,3269$	$S = 0,01299 t + 1,0364$	$t = 64,018$ $S = 1,868$	1,87	0,076	0,0384

¹⁾ - dawka węgla w stanie powietrznie suchym

²⁾ - dawka węgla w stanie zhydratyzowanym

x1 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie powietrznie suchym

x2 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie zhydratyzowanym

Tabela 21. Wyznaczenie punktów (S_R , x) izotermy adsorpcji na węglu PICABIOL w warunkach dynamicznych - test porcjowy - A3.

Dawka węgla D_w	Stężenie początkowe S_0	Współczynniki krzywej zmiany stężenia $S = A - B \ln(t + C)$	Równanie stycznych w punktach t_0, t_k	Punkt przecięcia stycznych	Równanie dwusiecznej	Punkt przecięcia krzywej i dwusiecznej	Stężenie równowagowe S_R	Pojemność sorpcyjna $x = \frac{S_0 - S_R}{D_w}$	
								x1	x2
g/dm^3	gC/m^3	-	-	-	-	-	gC/m^3	mgC/g	mgC/g
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$2^{1)}$ $3,062^{2)}$	3,7	$A = 5,11778 \pm 0,10955$ $B = 0,43108 \pm 0,01919$ $C = 26,94889 \pm 3,41431$ $\chi^2 = 0,00006$ $R = 0,99977$ $r^2 = 0,9953$ $S_0 = 3,70$, $S_{336} = 2,58$	$t = 0$ $S = -0,016 t + 3,70$ $t = 336$ $S = -0,00119 t + 2,98$	$t = 48,62$ $S = 2,92$	$S = 0,0248 t + 1,714$	$t = 59,68$ $S = 3,194$	3,19	0,255	0,1665
$10^{1)}$ $15,31^{2)}$	3,7	$A = 7,64742 \pm 2,75477$ $B = 1,15045 \pm 0,4689$ $C = 29,380073 \pm 36,1695$ $\chi^2 = 0,05021$ $R = 0,98151$ $r^2 = 0,96336$ $S_0 = 3,76$, $S_{336} = 0,86$	$t = 0$ $S = -0,03915 t + 3,758$ $t = 336$ $S = -0,003148 t + 1,9164$	$t = 51,15$ $S = 1,755$	$S = 0,01587 t + 0,9431$	$t = 81,27$ $S = 2,23$	2,23	0,147	0,0960
$24^{1)}$ $36,744^{2)}$	3,7	$A = 5,98939 \pm 1,16127$ $B = 0,90555 \pm 0,20832$ $C = 12,06884 \pm 10,8996$ $\chi^2 = 0,03044$ $R = 0,98966$ $r^2 = 0,97943$ $S_0 = 3,73$, $S_{336} = 0,69$	$t = 0$ $S = -0,075 t + 3,734$ $t = 336$ $S = -0,0026 t + 1,5633$	$t = 29,98$ $S = 1,485$	$S = 0,01363 t + 1,0763$	$t = 68,7$ $S = 2,013$	2,01	0,0704	0,0459

1) - dawka węgla w stanie powietrznie suchym

2) - dawka węgla w stanie zhydratyzowanym

x1 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie powietrznie suchym

x2 - pojemność sorpcyjna odniesiona do masy węgla w stanie zhydratyzowanym

Tabela 22. Porównanie parametrów izoterm adsorpcji na węglach WD-ekstra i PICABIOL wyznaczonych w próbach porcjowych - TESTY: A1, A2, A3 - wartości „x” odniesione do masy węgla w stanie powietrznie suchym.

Źródło danych	WD-ekstra			PICABIOL		
	S _x	x _m	b	S _x	x _m	b
-	gC/m ³	mgC/g	m ³ /gC	gC/m ³	mgC/g	m ³ /gC
1	2	3	4	5	6	7
TEST A1	2,14078 ± 0,11348	0,21916 ± 0,04541	3,30588 ± 2,99111	1,67905 ± 0,22581	0,42874 ± 0,19397	0,59378 ± 0,59391
Parametry statystyczne	chi ² = 0,00029 R = 0,96664 r ² = 0,93438			chi ² = 0,00003 R = 0,98895 r ² = 0,97802		
TEST A2	0,90413 ± 0,04938	0,40015 ± 0,06245	0,3991 ± 0,11407	0,97469 ± 0,16839	0,30529 ± 0,12937	0,86639 ± 0,89925
Parametry statystyczne	chi ² = 9,7 x 10 ⁻⁶ R = 0,99956 r ² = 0,99911			chi ² = 0,00034 R = 0,98634 r ² = 0,97286		
TEST A3 - warunki statyczne	2,32783 ± -	0,16496 ± -	5,13643 ± -	1,97947 ± -	0,24981 ± -	3,04065 ± -
Parametry statystyczne	chi ² = 0*			chi ² = 0*		
TEST A3 - warunki dynamiczne	1,79192 ± -	0,33534 ± -	3,75339 ± -	1,89581 ± -	0,34263 ± -	2,24843 ± -
Parametry statystyczne	chi ² = 0*			chi ² = 0*		
Postać równania izoterm	$x = \frac{x_m \cdot b \cdot (S - S_x)}{1 + b(S - S_x)}$					

 S_x - przesunięcie izoterm

* - aproksymacja w oparciu o trzy punkty

Tabela 24. Stężenia RWO oraz wartości względnego stężenia RWO w odpływie z poszczególnych etapów filtracji piaskowej oraz węglowej przez złoża węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - $v_f = 6$ m/h - TEST F1.

Data	Czas pracy	Objętość przefiltrowana	Stężenie RWO								Względne stężenie RWO, odniesione do stężenia po filtrze piaskowym w odpływie ze złoża węgla aktywnych WD-ekstra					
			Woda surowa	Filtrat	Złoże WD-ekstra o wysokości [m]			Złoże PICABIOL o wysokości [m]			Złoże WD-ekstra o wysokości [m]			Złoże PICABIOL o wysokości [m]		
					0,2	0,4	0,6	0,2	0,4	0,6	0,2	0,4	0,6	0,2	0,4	0,6
-	d	m ³	gC/m ³								-					
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
22.10.1998.	0,0	0,0	4,91	4,36	1,74	1,36	1,22	3,33	2,68	2,25	0,4	0,31	0,28	0,76	0,61	0,52
24.10.	1,875	0,189	4,56	4,29	3,15	2,24	1,25	3,60	3,24	3,06	0,73	0,52	0,29	0,84	0,76	0,71
26.10.	3,85	0,733	4,49	4,19	3,64	3,27	2,80	3,90	3,69	3,58	-	-	-	-	-	-
28.10.	5,96	0,796	4,33	4,10	3,39	2,87	2,40	3,76	3,49	3,42	0,81	0,68	0,57	0,90	0,83	0,82
30.10.	7,83	1,002	4,36	3,99	3,41	2,96	2,43	3,35	3,41	3,26	0,85	0,74	0,61	0,84	0,85	0,82
02.11.	10,90	1,313	4,30	3,95	3,59	3,12	2,76	3,82	3,52	3,47	0,91	0,79	0,70	0,97	0,89	0,88
04.11.	12,90	1,517	4,38	3,96	3,62	3,15	2,78	3,71	3,56	3,45	0,91	0,795	0,70	0,94	0,90	0,87
06.11.	14,80	1,709	4,51	3,94	3,63	3,30	2,90	3,69	3,55	3,58	0,92	0,84	0,74	0,94	0,90	0,91
09.11.	17,90	2,018	4,17	4,03	3,74	3,37	3,11	3,98	3,71	3,58	0,93	0,84	0,77	0,99	0,92	0,89
11.11.	20,05	2,233	4,74	4,16	3,68	3,43	3,13	3,90	3,83	3,71	0,88	0,82	0,75	0,94	0,92	0,89
13.11.	21,80	2,413	4,55	4,01	3,72	3,44	3,18	3,86	3,64	3,67	0,93	0,86	0,79	0,96	0,91	0,915
16.11.	24,90	2,725	4,20	3,92	3,70	3,45	3,18	3,90	3,68	3,61	0,94	0,88	0,81	0,99	0,94	0,92
20.11.	28,80	3,118	4,28	3,97	3,66	3,45	3,28	3,80	3,75	3,65	0,92	0,87	0,83	0,96	0,94	0,92
23.11.	31,90	3,429	4,60	4,04	3,71	3,44	3,23	3,94	3,85	3,68	0,92	0,85	0,80	0,98	0,95	0,91
26.11.	35,10	3,751	4,02	3,87	3,68	3,49	3,37	3,75	3,69	3,61	0,95	0,90	0,83	0,97	0,95	0,93
30.11.	38,40	4,083	4,62	3,93	3,65	3,58	3,37	3,79	3,79	3,65	0,93	0,91	0,86	0,96	0,96	0,93
04.12.	42,20	4,469	4,46	3,86	3,70	3,52	3,29	3,75	3,65	3,60	0,96	0,91	0,85	0,97	0,94	0,93
07.12.	44,90	4,743	4,17	3,87	3,69	3,63	3,36	3,84	3,64	3,60	0,95	0,94	0,87	0,99	0,94	0,93
10.12.	48,00	5,052	4,04	3,74	3,65	3,44	3,43	3,73	3,58	3,58	0,94	0,89	0,89	0,96	0,93	0,93
14.12.	52,00	5,458	5,48	3,75	3,61	3,47	3,29	3,67	3,63	3,58	0,96	0,93	0,88	0,98	0,97	0,95
17.12.	55,00	5,761	4,26	3,85	3,70	3,56	3,32	3,72	3,68	3,60	0,96	0,92	0,86	0,97	0,96	0,94

Tabela 26. Ogólne liczby bakterii psychrofilnych w dopływie oraz w odpływie z poszczególnych warstw złóż węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - TEST F1.

Data	Czas pracy	Objętość przefiltro -wana	Ogólna liczba bakterii psychrofilnych, OLB ₂₀							
			Woda surowa	Filtrat	Złoże WD-ekstra o wysokości [m]			Złoże PICABIOL o wysokości [m]		
					0,2	0,4	0,6	0,2	0,4	0,6
-	d	m ³	1/cm ³							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
23.10. 1998	1,0	0,094	210	510	410	360	310	180	170	140
26.10.	3,85	0,733	4	64	10500	12600	15500	2400	4100	8300
02.11.	10,9	1,313	56	480	100	400	500	200	600	1400
09.11.	17,9	2,018	3	193	830	360	210	360	460	350
20.11.	28,8	3,118	4	127	230	225	289	320	268	468
26.11.	35,1	3,751	8	74	940	1650	380	280	350	670
04.12.	42,2	4,469	40	123	197	386	267	33	290	560
10.12.	48,0	5,052	24	223	410	1100	1050	760	215	247
17.12.	55,0	5,761	18	64	106	114	142	209	42	60

Tabela 27. Zmiany parametrów odczynu, zasadowości M oraz stężenia tlenu rozpuszczonego podczas filtracji przez złożo piaskowe oraz w kontakcie ze złożami granulowanych węgli aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - TEST F1.

Parametr Miejsce poboru	Data	Czas pracy	Objętość przefiltrowana	pH	Tlen rozpuszczony	Zasadowość M
Jednostka	-	d	m ³	-	gO ₂ /m ³	val/m ³
1	2	3	4	5	6	7
Woda surowa	22.10.1998	0	0	7,0	10,4	3,0
Filtrat				6,8	8,6	3,0
A ₂₀				7,9	3,5	2,9
A ₄₀				8,2	3,0	2,7
A ₆₀				8,6	2,5	2,6
B ₂₀				6,5	8,2	2,6
B ₄₀				6,0	8,7	2,1
B ₆₀				4,7	8,8	0,7
Woda surowa	26.10.	3,85	0,733	7,2	10,0	3,1
Filtrat				7,0	9,3	3,05
A ₂₀				6,95	9,2	3,1
A ₄₀				6,95	8,7	3,05
A ₆₀				7,00	8,4	3,1
B ₂₀				7,05	8,9	2,9
B ₄₀				7,00	8,8	3,0
B ₆₀				7,00	8,9	3,0
Woda surowa	02.11.	10,9	1,313	7,1	10,2	3,1
Filtrat				6,9	8,8	3,05
A ₂₀				6,9	8,3	3,05
A ₄₀				6,9	8,4	3,0
A ₆₀				7,0	8,4	3,05
B ₂₀				6,9	8,9	3,0
B ₄₀				7,0	8,4	3,0
B ₆₀				6,9	8,2	3,0
Woda surowa	09.11.	17,9	2,018	7,25	10,6	3,0
Filtrat				6,95	8,8	3,0
A ₂₀				7,00	8,3	2,95
A ₄₀				6,95	8,2	3,0
A ₆₀				7,10	8,0	3,0
B ₂₀				7,00	8,3	3,0
B ₄₀				7,00	8,1	3,0
B ₆₀				7,05	8,0	2,95

Tabela 27. cd.

1	2	3	4	5	6	7
Woda surowa	16.11.	24,9	2,725	7,15	9,8	3,1
Filtrat				6,85	8,2	3,0
A ₂₀				6,85	8,1	3,0
A ₄₀				6,85	8,2	3,0
A ₆₀				6,80	7,7	3,0
B ₂₀				6,90	8,1	3,0
B ₄₀				6,90	8,0	3,0
B ₆₀				6,90	8,0	3,0
Woda surowa	23.11.	31,9	3,429	7,2	10,3	3,15
Filtrat				7,0	8,5	3,0
A ₂₀				7,00	8,1	3,0
A ₄₀				6,90	8,3	3,0
A ₆₀				6,85	8,0	2,95
B ₂₀				7,05	8,4	3,0
B ₄₀				7,05	8,0	3,0
B ₆₀				6,95	8,1	2,95
Woda surowa	30.11.	38,4	4,083	7,2	10,2	3,2
Filtrat				7,0	8,4	3,0
A ₂₀				7,00	8,3	3,1
A ₄₀				6,95	8,0	3,05
A ₆₀				6,85	8,0	3,1
B ₂₀				7,05	8,4	3,0
B ₄₀				7,00	8,3	3,05
B ₆₀				6,90	8,2	3,0
Woda surowa	07.12.	44,9	4,743	7,35	10,6	3,2
Filtrat				7,00	8,4	3,0
A ₂₀				6,95	8,3	3,0
A ₄₀				6,95	8,2	3,1
A ₆₀				6,90	7,9	3,1
B ₂₀				7,00	8,4	3,1
B ₄₀				7,00	8,4	3,0
B ₆₀				6,90	8,3	3,0
Woda surowa	14.12.	52,0	5,458	7,05	10,6	3,1
Filtrat				6,7	8,4	3,0
A ₂₀				6,9	8,4	3,1
A ₄₀				6,8	8,2	3,1
A ₆₀				6,9	8,0	3,0
B ₂₀				6,85	8,5	3,0
B ₄₀				6,85	8,3	3,0
B ₆₀				6,9	8,1	3,0

A₂₀ - pobór na wysokości 20 cm złoża węgla WD-ekstraB₆₀ - pobór na wysokości 60 cm złoża węgla PICABIOL

Tabela 28. Zmiany stężeń związków azotu i fosforu podczas filtracji przez złożę piaskowe oraz w kontakcie ze złożami granulowanych węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL – TEST F1.

Parametr Miejsce poboru	Data	Czas pracy	Objętość przefiltrowana	Azot amonowy	Azot azotynowy	Azot azotanowy	Azot Kjeldahla	Azot organiczny	Fosfor ogólny	Fosforany	Fosfor organiczny
Jednostka		d	m ³	gN _{NH4} ⁺ /m ³	gN _{NO2} ⁻ /m ³	gN _{NO3} ⁻ /m ³	gN/m ³	gN/m ³	gP/m ³	gP/m ³	gP/m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Woda surowa	22.10.1998	0	0	0,23	0,013	0,16	0,85	0,62	0,223	0,197	0,026
Filtrat				0,06	0,003	0,26	0,60	0,54	0,030	0,021	0,009
A ₂₀				śl.	0,003	0,10	-	-	0,047	0,034	0,013
A ₄₀				śl.	0,003	0,08	-	-	0,067	0,041	0,026
A ₆₀				śl.	0,004	0,16	0,54	0,54	0,073	0,059	0,014
B ₂₀				0,05	0,003	0,32	-	-	0,063	0,0330	0,030
B ₄₀				śl.	0,003	0,24	-	-	0,070	0,0467	0,023
B ₆₀				śl.	0,003	0,24	0,56	0,56	0,113	0,0967	0,016
Woda surowa	26.10.	3,85	0,733	0,20	0,018	0,14	0,74	0,52	0,310	0,170	0,14
Filtrat				0,06	0,007	0,24	0,52	0,46	0,023	0,013	0,01
A ₂₀				0,07	0,010	0,24	-	-	0,033	0,0130	0,020
A ₄₀				0,06	0,008	0,20	-	-	0,030	0,0130	0,017
A ₆₀				0,05	0,008	0,16	0,36	0,31	0,030	0,0167	0,013
B ₂₀				0,07	0,008	0,24	-	-	0,0267	0,013	0,014
B ₄₀				0,06	0,010	0,20	-	-	0,0267	0,013	0,014
B ₆₀				0,06	0,007	0,24	0,50	0,44	0,0300	0,013	0,017
Woda surowa	02.11.	10,9	1,313	0,18	0,018	0,16	-	-	0,173	0,133	0,040
Filtrat				0,03	0,002	0,26	-	-	0,040	0,017	0,023
A ₂₀				0,03	0,002	0,20	-	-	0,03	0,017	0,013
A ₄₀				0,03	0,002	0,16	-	-	0,03	0,017	0,013
A ₆₀				0,02	0,002	0,16	-	-	0,03	0,017	0,013
B ₂₀				0,02	0,002	0,16	-	-	0,04	0,017	0,023
B ₄₀				0,02	0,003	0,26	-	-	0,03	0,017	0,013
B ₆₀				0,03	0,001	0,24	-	-	0,03	0,017	0,013

Tabela 28.cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Woda surowa	09.11.	17,9	2,018	0,18	0,025	0,16	0,96	0,78	0,1167	0,1433	0,027
Filtrat A				0,02	0,003	0,26	0,56	0,54	0,0370	0,0130	0,024
A ₂₀				0,02	0,002	0,24	-	-	0,040	0,010	0,030
A ₄₀				0,02	0,002	0,20	-	-	0,036	0,007	0,029
A ₆₀				0,02	0,002	0,20	0,44	0,42	0,036	0,010	0,026
B ₂₀				0,02	0,002	0,20	-	-	0,033	0,013	0,020
B ₄₀				0,02	0,002	0,24	-	-	0,017	0,010	0,007
B ₆₀				0,02	0,002	0,24	0,54	0,52	0,023	0,007	0,016
Woda surowa	16.11.	24,9	2,725	0,18	0,025	0,36	0,70	0,52	0,120	0,100	0,020
Filtrat A				0,03	0,002	0,52	0,48	0,45	0,033	0,016	0,017
A ₂₀				0,03	0,001	0,48	-	-	0,030	0,013	0,017
A ₄₀				0,03	0,001	0,48	-	-	0,030	0,013	0,017
A ₆₀				0,03	0,001	0,44	0,44	0,41	0,030	0,013	0,017
B ₂₀				0,03	0,001	0,60	-	-	0,030	0,017	0,013
B ₄₀				0,03	0,001	0,60	-	-	0,030	0,010	0,020
B ₆₀				0,03	0,001	0,60	0,47	0,44	0,030	0,013	0,017
Woda surowa	23.11.	31,9	3,429	0,22	0,018	0,36	0,76	0,54	0,303	0,267	0,036
Filtrat A				0,02	0,001	0,40	0,38	0,36	0,023	0,013	0,010
A ₂₀				0,02	0,001	0,28	-	-	0,020	0,01	0,01
A ₄₀				0,02	0,001	0,30	-	-	0,020	0,01	0,01
A ₆₀				0,02	0,001	0,24	0,20	0,18	0,020	0,01	0,01
B ₂₀				0,02	0,001	0,28	-	-	0,030	0,013	0,017
B ₄₀				0,02	0,001	0,24	-	-	0,027	0,013	0,014
B ₆₀				0,02	0,001	0,28	0,30	0,28	0,030	0,013	0,017
Woda surowa	30.11.	38,4	4,083	0,20	0,018	0,40	0,62	0,42	0,367	0,310	0,057
Filtrat A				0,02	0,003	0,64	0,40	0,38	0,030	0,013	0,017
A ₂₀				0,02	0,001	0,56	-	-	0,023	0,013	0,010
A ₄₀				0,02	0,001	0,40	-	-	0,023	0,010	0,013
A ₆₀				0,02	0,001	0,45	0,26	0,24	0,021	0,010	0,011
B ₂₀				0,02	0,001	0,50	-	-	0,023	0,013	0,01
B ₄₀				0,02	0,001	0,40	-	-	0,023	0,013	0,01
B ₆₀				0,02	0,001	0,47	0,38	0,36	0,023	0,013	0,01

Tabela 28.cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Woda surowa	07.12.	44,9	4,743	0,17	0,018	0,60	0,72	0,55	0,12	0,093	0,027
Filtrat A				0,02	0,001	1,00	0,64	0,62	0,05	0,023	0,027
A ₂₀				0,02	śl.	0,88	-	-	0,03	0,007	0,023
A ₄₀				0,02	śl.	0,72	-	-	0,02	0,007	0,013
A ₆₀				0,02	śl.	0,72	0,52	0,50	0,02	śl.	0,020
B ₂₀				0,02	śl.	0,64	-	-	0,047	0,003	0,044
B ₄₀				0,02	śl.	0,64	-	-	0,030	śl.	0,030
B ₆₀				0,02	śl.	0,64	0,56	0,54	0,027	śl.	0,027
Woda surowa	14.12.	52,0	5,458	0,16	0,036	0,20	0,74	0,58	1,050	0,993	0,117
Filtrat A				0,02	0,001	0,22	0,34	0,32	0,127	0,011	0,116
A ₂₀				0,02	0,001	0,16	-	-	0,030	0,01	0,020
A ₄₀				0,02	0,001	0,16	-	-	0,017	0,01	0,007
A ₆₀				0,02	0,001	0,16	0,30	0,28	0,023	0,01	0,013
B ₂₀				0,02	0,001	0,16	-	-	0,060	0,01	0,050
B ₄₀				0,02	0,001	0,16	-	-	0,043	0,01	0,033
B ₆₀				0,02	0,001	0,16	0,34	0,32	0,030	0,01	0,020

A₂₀ – pobór na wysokości 20 cm złoża węgla WD-ekstraB₆₀ – pobór na wysokości 60 cm złoża węgla PICABIOL

Tabela 29. Proporcje rozpuszczonego węgla organicznego do mineralnych form azotu i fosforu w wodzie zasilającej oraz na kolejnych etapach filtracji przez złoża granulowanych węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - TEST F1.

Parametr Miejsce poboru	Data	Czas pracy	Objętość przefiltrowana	RWO (C)	Związki azotu dostępne dla biomasy $\Sigma N = N_{NO_3^-} + N_{NH_4^+}$ (N)	Fosforany PO_4^{3-} (P)	C : N : P
Jednostka	-	d	m ³	gC/m ³	gNm ³	gP/m ³	-
1	2	3	4	5	6	7	8
Woda surowa	22.10.	0	0	4,91	0,39	0,197	100 : 7,94 : 4,01
Filtrat				4,36	0,32	0,021	100 : 7,34 : 0,48
A ₂₀				1,74	0,10	0,034	100 : 5,75 : 1,95
A ₄₀				1,36	0,08	0,041	100 : 5,88 : 3,01
A ₆₀				1,22	0,16	0,059	100 : 13,11 : 4,84
B ₂₀				3,33	0,37	0,033	100 : 11,11 : 0,99
B ₄₀				2,68	0,24	0,047	100 : 8,95 : 1,74
B ₆₀				2,25	0,24	0,097	100 : 10,67 : 4,30
Woda surowa				4,49	0,34	0,170	100 : 7,57 : 3,79
Filtrat				4,19	0,30	0,013	100 : 7,16 : 0,31
A ₂₀	26.10.	3,85	0,733	3,64	0,31	0,0130	100 : 8,52 : 0,36
A ₄₀				3,27	0,26	0,0130	100 : 7,95 : 0,40
A ₆₀				2,80	0,21	0,0167	100 : 7,50 : 0,60
B ₂₀				3,90	0,31	0,013	100 : 7,95 : 0,33
B ₄₀				3,69	0,26	0,013	100 : 7,05 : 0,35
B ₆₀				3,58	0,30	0,013	100 : 8,38 : 0,36
Woda surowa				4,30	0,34	0,133	100 : 7,91 : 3,09
Filtrat				3,95	0,29	0,017	100 : 7,34 : 0,43
A ₂₀				3,59	0,23	0,017	100 : 6,41 : 0,47
A ₄₀				3,12	0,19	0,017	100 : 6,09 : 0,54
A ₆₀				2,76	0,18	0,017	100 : 6,52 : 0,62
B ₂₀	02.11.	10,9	1,313	3,82	0,18	0,017	100 : 4,71 : 0,45
B ₄₀				3,52	0,28	0,017	100 : 7,95 : 0,48
B ₆₀				3,47	0,27	0,017	100 : 7,78 : 0,49

Tabela 29. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
Woda surowa	09.11.	17,9	2,018	4,17	0,34	0,1433	100 : 8,15 : 3,43
Filtrat				4,03	0,28	0,0130	100 : 6,95 : 0,32
A ₂₀				3,74	0,26	0,010	100 : 6,95 : 0,27
A ₄₀				3,37	0,22	0,007	100 : 6,53 : 0,21
A ₆₀				3,11	0,22	0,010	100 : 7,07 : 0,32
B ₂₀				3,98	0,22	0,013	100 : 5,53 : 0,33
B ₄₀				3,71	0,26	0,010	100 : 7,01 : 0,27
B ₆₀				3,58	0,26	0,007	100 : 7,26 : 0,19
Woda surowa	16.11.	24,9	2,725	4,20	0,54	0,100	100 : 12,86 : 2,38
Filtrat				3,92	0,55	0,016	100 : 14,03 : 0,41
A ₂₀				3,70	0,51	0,013	100 : 13,78 : 0,35
A ₄₀				3,45	0,51	0,013	100 : 14,78 : 0,38
A ₆₀				3,18	0,47	0,013	100 : 14,78 : 0,41
B ₂₀				3,90	0,63	0,017	100 : 16,15 : 0,43
B ₄₀				3,68	0,63	0,010	100 : 17,12 : 0,27
B ₆₀				3,61	0,63	0,013	100 : 17,45 : 0,36
Woda surowa	23.11.	31,9	3,429	4,60	0,58	0,267	100 : 12,61 : 5,80
Filtrat				4,04	0,42	0,013	100 : 10,40 : 0,32
A ₂₀				3,71	0,30	0,010	100 : 8,09 : 0,27
A ₄₀				3,44	0,32	0,010	100 : 9,30 : 0,29
A ₆₀				3,23	0,26	0,010	100 : 8,05 : 0,31
B ₂₀				3,94	0,30	0,013	100 : 7,61 : 0,33
B ₄₀				3,85	0,26	0,013	100 : 6,75 : 0,34
B ₆₀				3,68	0,30	0,013	100 : 8,15 : 0,35

Tabela 29. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
Woda surowa	30.11.	38,4	4,083	4,62	0,60	0,310	100 : 12,99 : 6,71
Filtrat				3,93	0,66	0,013	100 : 16,79 : 0,33
A ₂₀				3,65	0,58	0,013	100 : 15,89 : 0,36
A ₄₀				3,58	0,42	0,010	100 : 11,73 : 0,28
A ₆₀				3,37	0,47	0,010	100 : 13,95 : 0,30
B ₂₀				3,79	0,52	0,013	100 : 13,72 : 0,34
B ₄₀				3,79	0,42	0,013	100 : 11,08 : 0,34
B ₆₀				3,65	0,49	0,013	100 : 13,42 : 0,36
Woda surowa	07.12.	44,9	4,743	4,17	0,77	0,093	100 : 18,46 : 2,23
Filtrat				3,87	1,02	0,023	100 : 26,35 : 0,59
A ₂₀				3,69	0,90	0,007	100 : 24,39 : 0,19
A ₄₀				3,63	0,74	0,007	100 : 20,38 : 0,19
A ₆₀				3,36	0,74	śl.	100 : 22,02 : -
B ₂₀				3,84	0,66	0,003	100 : 17,19 : 0,08
B ₄₀				3,64	0,66	śl.	100 : 18,13 : -
B ₆₀				3,60	0,66	śl.	100 : 18,33 : -
Woda surowa	14.12.	52,0	5,458	5,48	0,36	0,933	100 : 6,57 : 17,02
Filtrat				3,75	0,24	0,011	100 : 6,40 : 0,29
A ₂₀				3,61	0,18	0,01	100 : 5,00 : 0,28
A ₄₀				3,47	0,18	0,01	100 : 5,19 : 0,29
A ₆₀				3,29	0,18	0,01	100 : 5,47 : 0,30
B ₂₀				3,67	0,18	0,01	100 : 4,90 : 0,27
B ₄₀				3,63	0,18	0,01	100 : 4,96 : 0,27
B ₆₀				3,58	0,18	0,01	100 : 5,03 : 0,28

A₂₀ - pobór na wysokości 20 cm złoża węgla WD-ekstraB₆₀ - pobór na wysokości 60 cm złoża węgla PICABIOL

Tabela 30. Zmiany stężeń manganu oraz form żelaza podczas filtracji przez złoża piaskowe oraz w kontakcie ze złożami granulowanych węgli aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - TEST F1.

Miejsce poboru Parametr	Data	Czas pracy	Objętość przefiltrowana	Mangan	Żelazo		
					Fe ²⁺	Fe ³⁺	Fe _{og}
Jednostka	-	d	m ³	gMn/m ³	gFe/m ³		
1	2	3	4	5	6	7	8
Woda surowa	22.10.1998.	0	0	0,60	0,47	1,20	1,67
Filtrat				0,04	0,10	0,07	0,17
A ₂₀				0,03	0,07	0,11	0,18
A ₄₀				0,03	0,06	0,12	0,18
A ₆₀				0,06	0,06	0,13	0,19
B ₂₀				0,08	0,11	0,06	0,17
B ₄₀				0,03	0,06	0,10	0,16
B ₆₀				0,04	0,06	0,11	0,17
Woda surowa	26.10.	3,85	0,733	0,55	0,28	1,00	1,28
Filtrat				0,03	0,06	0,06	0,12
A ₂₀				0,02	0,05	0,06	0,11
A ₄₀				0,02	0,04	0,06	0,10
A ₆₀				0,02	0,04	0,06	0,10
B ₂₀				0,03	0,05	0,06	0,11
B ₄₀				0,03	0,06	0,06	0,12
B ₆₀				0,03	0,04	0,07	0,11
Woda surowa	02.11.	10,9	1,313	0,59	0,247	0,768	1,015
Filtrat				0,03	0,060	0,070	0,130
A ₂₀				-	-	-	-
A ₄₀				-	-	-	-
A ₆₀				0,02	0,05	0,06	0,11
B ₂₀				-	-	-	-
B ₄₀				-	-	-	-
B ₆₀				0,01	0,06	0,05	0,11
Woda surowa	09.11.	17,9	2,018	0,59	0,26	0,63	0,89
Filtrat				0,04	0,07	0,04	0,11
A ₂₀				-	-	-	-
A ₄₀				-	-	-	-
A ₆₀				0,03	0,06	0,03	0,09
B ₂₀				-	-	-	-
B ₄₀				-	-	-	-
B ₆₀				0,03	0,06	0,01	0,09
Woda surowa	16.11.	24,9	2,725	0,56	0,32	0,46	0,78
Filtrat				0,04	0,07	0,03	0,10
A ₂₀				-	-	-	-
A ₄₀				-	-	-	-
A ₆₀				0,02	0,06	0,02	0,08
B ₂₀				-	-	-	-
B ₄₀				-	-	-	-
B ₆₀				0,02	0,07	0,02	0,09

Tabela 30. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
Woda surowa	23.11.	31,9	3,429	0,57	0,19	1,71	1,90
Filtrat				0,04	0,03	0,03	0,06
A ₂₀				-	-	-	-
A ₄₀				-	-	-	-
A ₆₀				0,02	0,01	0,03	0,04
B ₂₀				-	-	-	-
B ₄₀	30.11.	38,4	4,083	-	-	-	-
B ₆₀				0,02	0,03	0,01	0,04
Woda surowa				0,60	0,33	2,46	2,79
Filtrat				0,06	0,04	0,04	0,08
A ₂₀				-	-	-	-
A ₄₀				-	-	-	-
A ₆₀				0,06	0,03	0,03	0,06
B ₂₀	07.12.	44,9	4,743	-	-	-	-
B ₄₀				-	-	-	-
B ₆₀				0,08	0,03	0,01	0,04
Woda surowa				0,58	0,12	0,75	0,87
Filtrat				0,02	0,01	0,08	0,09
A ₂₀				-	-	-	-
A ₄₀	14.12.	52,0	5,458	-	-	-	-
A ₆₀				0,02	0,02	0,04	0,06
B ₂₀				-	-	-	-
B ₄₀				-	-	-	-
B ₆₀				0,03	0,01	0,05	0,06
Woda surowa				0,85	0,32	6,67	6,99
Filtrat				0,03	0,01	0,04	0,05
A ₂₀				-	-	-	-
A ₄₀				-	-	-	-
A ₆₀				0,06	0,01	0,06	0,07
B ₂₀				-	-	-	-
B ₄₀				-	-	-	-
B ₆₀				0,05	0,02	0,03	0,05

A₂₀ - pobór na wysokości 20 cm złoża węgla WD-ekstra,
B₆₀ - pobór na wysokości 60 cm złoża węgla PICABIOL.

Tabela 31. Dane źródłowe do analizy struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złóż węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL – warstwa złoża 0 ÷ 0,2 m – TEST F1.

Parametr	Jednostka	PICABIOL	WD-ekstra	Woda płuczająca
1	2	3	4	5
Objętość popłuczyn	cm ³	525	525	-
Objętość poddana obróbce:	cm ³	25	25	25
Masa 25 cm ³ popłuczyn:	g	24,6759	24,773	24,1726
Masa osadu po suszeniu:	g	0,0294	0,0446	0,0143
Pozostałość po prażeniu	g	0,0203	0,0316	0,0102
STĘŻENIA				
Fe _{og.}	gFe/m ³	205,0	387,0	0
Mn	gMn/m ³	0,5	0,63	0
OWO	gC/m ³	90,0	123,0	0
NH ₄ ⁺	gN/m ³	0,92	2,24	0
N-Kjeldahla	gN/m ³	6,0	10,8	0
N _{org.}	gN/m ³	5,08	8,56	0
P _{og.}	gP/m ³	54,0	103,6	0
OLB ₂₀	szt./cm ³	40 000	60 000	0
OLB ₃₇	szt./cm ³	17 000	23 000	0

Tabela 32. Analiza struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złóż węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL w warstwie 0 ÷ 0,2 m – TEST F1.

Parametr	Jednostka	PICABIOL	WD-ekstra
1	2	3	4
Gęstość nasypowa GWA w stanie: powietrznie suchym	kg/m ³	423	462
zhydratyaowanym		648	917
Objętość warstwy węgla w spoczynku	m ³	0,000141	0,000141
Masa warstwy w stanie: powietrznie suchym	g	59,643	65,142
zhydratyzowanym		91,37	129,32
Objętość warstwy węgla w ekspansji, v _f = 6 m/h	m ³	0,0001626	0,000141
Średnica złoża	m	0,03	0,03
Wysokość warstwy w spoczynku	m	0,2	0,2
Wysokość warstwy w ekspansji	m	0,23	0,2
Porowatość międzyziarnowa w spoczynku	-	0,4	0,36
Porowatość międzyziarnowa w ekspansji	-	0,477	0,36
Objętość przestrzeni międzyziarnowych w spocz	m ³	0,0000564	0,00005076
Objętość przestrzeni międzyziarnowych w eksp.	m ³	0,0000776	0,00005076
Sucha masa popłuczyn	g	0,6174	0,9366
Sucha masa wody do płukania	g	0,25586	0,2713
Sucha masa osadu	g	0,36154	0,6653
	mg/g złoża	6,06	10,21
Sucha masa osadu:			
Ilość	g	0,36154	0,6553
Stężenie w przestrzeniach międzyziarnowych	g/m ³	4658,7	13107,0
Stężenie na gram uwodnionego węgla	mg/g zł.	3,96	5,07
Udział w suchej masie	% SM	100	100

Tabela 32. cd.

1	2	3	4
Sucha masa mineralna osadu:			
Ilość	g	0,2438	0,470
Stężenie w przestrzeniach międzyziarnowych	g/m ³	3141,6	9261,4
Stężenie na gram uwodnionego węgla	mg/g zł.	2,67	3,63
Udział w suchej masie	% SM	67,4	70,7
Sucha masa organiczna osadu:			
Ilość	g	0,1177	0,195
Stężenie w przestrzeniach międzyziarnowych	g/m ³	1516,7	3846
Stężenie na gram uwodnionego węgla	mg/g zł.	1,29	1,51
Udział w suchej masie	% SM	32,6	29,3
Sucha masa Fe:			
Ilość	g	0,1076	0,2032
Stężenie w przestrzeniach międzyziarnowych	g/m ³	1386,8	4002,7
Stężenie na gram uwodnionego węgla	mg/g zł.	1,18	1,57
Udział w suchej masie	% SM	29,8	30,5
Sucha masa Fe(OH) ₃ :			
Ilość	g	0,2055	0,388
Stężenie w przestrzeniach międzyziarnowych	g/m ³	2648,8	7645
Stężenie na gram uwodnionego węgla	mg/g zł.	2,25	3,00
Udział w suchej masie	% SM	56,8	58,3
Sucha masa OWO:			
Ilość	g	0,04725	0,0646
Stężenie w przestrzeniach międzyziarnowych	g/m ³	608,8	1272
Stężenie na gram uwodnionego węgla	mg/g zł.	0,52	0,50
Udział w suchej masie	% SM	13,0	9,7
Sucha masa P _{og.} :			
Ilość	g	0,00945	0,0136
Stężenie w przestrzeniach międzyziarnowych	g/m ³	121,8	267,9
Stężenie na gram uwodnionego węgla	mg/g zł.	0,10	0,10
Udział w suchej masie	% SM	2,6	2,0
Sucha masa N-Kjeldahla:			
Ilość	g	0,00315	0,00567
Stężenie w przestrzeniach międzyziarnowych	g/m ³	40,6	111,7
Stężenie na gram uwodnionego węgla	mg/g zł.	0,03	0,04
Udział w suchej masie	% SM	0,87	0,85
Sucha masa Mn:			
Ilość	g	0,0002625	0,0003
Stężenie w przestrzeniach międzyziarnowych	g/m ³	3,4	6,52
Stężenie na gram uwodnionego węgla	mg/g zł.	0,003	0,002
Udział w suchej masie	% SM	0,07	0,05
OLB ₂₀ :			
liczba komórek w złożu	szt.	21×10 ⁶	31,5×10 ⁶
liczba kom. w 1 ml przestrzeni międzyziarn.	szt./cm ³	270 600	620 600
liczba kom. na gram uwodnionego węgla	szt./g	229 835	243 582
liczba kom. 1 ml złoża w ekspansji	szt./cm ³	120 150	223 400
OLB ₃₇ :			
liczba komórek w złożu	szt.	8,9×10 ⁶	12,1×10 ⁶
liczba kom. w 1 ml przestrzeni międzyziarn.	szt./cm ³	109 860	237 880
liczba kom. na gram uwodnionego węgla	szt./g	97 406	93 566
liczba kom. 1 ml złoża w ekspansji	szt./cm ³	54 890	85 640

Tabela 33. Szacunkowa, mikroskopowa ocena liczby organizmów w zawieszynie wypełniającej przestrzeń międzyziarnowe węgla aktywnych WD-ekstra i PICABIOL - TEST F1.

Grupa organizmów	WD-ekstra próba rozcieńczona 10,3-krotnie	PICABIOL próba rozcieńczona 6,8-krotnie
Bakterie nitkowate	sporadycznie	sporadycznie
Sinice	sporadycznie	sporadycznie
Zielenice <i>Chlorococcum sp.</i> <i>Chlorella sp.</i> <i>Scenedesmus sp.</i>	sporadycznie - sporadycznie	sporadycznie sporadycznie -
Okrzemki <i>Navicula sp.</i> <i>Cyclotella sp.</i> <i>Melosira sp.</i> <i>Pinularia sp.</i> <i>Synedra sp.</i>	sporadycznie sporadycznie dość licznie sporadycznie dość licznie	sporadycznie niezbyt licznie nielicznie sporadycznie dość licznie
Korzenionózki <i>Amoeba sp.</i>	nielicznie	sporadycznie
Wiciowce drobne	-	sporadycznie
Orzęski <i>Lionotus sp.</i> <i>Euplotes sp.</i> <i>Paramecium sp.</i> <i>Chilodon sp.</i>	sporadycznie sporadycznie sporadycznie sporadycznie	- nielicznie sporadycznie -
Wrotki <i>Chaetonotus maximus.</i>	sporadycznie	sporadycznie
Nicienienie	nielicznie	nielicznie

Legenda:

sporadycznie - 1 lub mniej niż 1 osobnik w preparacie

nielicznie - 2 - 3 osobniki w preparacie

niezbyt licznie - 3 - 5 osobników w preparacie

dość licznie - 6 - 20 osobników w preparacie

Tabela 34. Stężenia RWO oraz wartości względnego stężenia RWO w odpływie z poszczególnych etapów filtracji piaskowej oraz węglowej przez złoża węgla aktywnego WD-ekstra (świeżego i wstępnie wysyconego) - $v_f = 6 \text{ m/h}$ - TESTY: F2 i F2'.

Data	Czas pracy	Objętość przefiltro- wana	RWO										Względne stężenie RWO w odpływie ze złóż węgla aktywnego WD-ekstra:							
			Woda surowa	Filtrat	złoże świeżego WD-ekstra o wysokości [m]				złoże wstępnie wysyconego WD-ekstra o wysokości [m]				świeżego o wysokości [m]				wstępnie wysyconego o wysokości [m]			
					0,25	0,50	0,75	1,00	0,25	0,50	0,75	1,00	0,25	0,50	0,75	1,00	0,25	0,50	0,75	1,00
-	d	m ³	gC/m ³										-							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
06.07. 1999.	0,0	0,006	4,04	3,73	1,37	0,80	0,87	0,82	3,20	3,11	3,25	3,64	0,37	0,21	0,23	0,22	0,86	0,83	0,87	0,98
07.07.	0,06	0,091	3,84	3,71	1,97	0,99	0,72	0,82	3,33	2,99	2,69	2,56	0,53	0,27	0,19	0,22	0,90	0,81	0,73	0,69
08.07.	1,85	0,187	3,80	3,64	2,35	1,37	0,91	0,89	3,29	3,06	2,81	2,50	0,65	0,38	0,25	0,24	0,90	0,84	0,77	0,69
09.09.	2,84	0,286	3,86	3,68	2,61	1,68	1,04	0,74	3,31	3,05	2,72	2,78	0,71	0,46	0,28	0,20	0,90	0,83	0,74	0,76
10.07.	3,73	0,382	4,75	3,91	3,01	2,12	1,40	0,99	3,50	3,28	3,06	2,85	0,77	0,54	0,36	0,25	0,90	0,84	0,78	0,73
11.07.	4,83	0,487	3,90	3,81	2,94	2,17	1,53	0,91	3,40	3,18	2,90	2,75	0,77	0,57	0,40	0,24	0,89	0,84	0,76	0,73
12.07.	5,74	0,578	4,07	3,95	3,06	2,46	1,88	1,27	3,68	3,29	3,25	2,97	0,78	0,62	0,48	0,32	0,93	0,83	0,82	0,75
13.07.	6,70	0,676	3,89	3,64	2,93	2,36	1,87	1,26	3,47	3,09	2,95	2,81	0,80	0,65	0,51	0,35	0,95	0,85	0,81	0,77
14.07.	7,75	0,781	4,71	3,72	2,83	2,18	1,73	1,29	3,24	3,00	2,80	2,78	0,76	0,59	0,47	0,35	0,87	0,81	0,75	0,75
16.07.	9,64	0,972	3,98	3,69	3,02	2,76	2,11	1,63	3,52	3,14	3,04	2,82	0,82	0,75	0,57	0,44	0,95	0,85	0,82	0,76
18.07.	11,30	1,139	4,40	4,42	3,59	3,03	2,67	2,09	3,98	3,72	3,63	3,33	0,81	0,69	0,60	0,47	0,90	0,84	0,82	0,75
20.07.	13,15	1,325	4,65	3,83	3,38	3,06	2,50	2,06	3,69	3,48	3,24	3,05	0,88	0,80	0,65	0,54	0,96	0,91	0,85	0,80
22.07.	15,10	1,522	4,00	3,73	3,31	2,93	2,59	1,97	3,70	3,67	3,44	3,23	0,89	0,79	0,69	0,53	0,99	0,98	0,92	0,87
25.07.	18,10	1,823	3,96	3,96	3,55	3,21	2,75	2,33	3,75	3,72	3,53	3,25	0,90	0,81	0,69	0,59	0,95	0,94	0,89	0,82
27.07.	20,00	2,021	4,34	4,00	3,56	3,13	2,76	2,29	3,75	3,48	3,43	3,16	0,89	0,78	0,69	0,57	0,94	0,87	0,86	0,79
29.07.	21,98	2,215	4,37	4,08	3,48	3,16	2,76	2,40	3,84	3,62	3,40	3,21	0,85	0,77	0,68	0,59	0,94	0,89	0,83	0,79
01.08.	25,10	2,529	3,93	3,66	3,28	3,05	2,61	2,34	3,50	3,28	3,12	2,91	0,90	0,83	0,71	0,64	0,96	0,90	0,85	0,80
03.08.	26,90	2,709	3,93	3,42	3,20	2,93	2,60	2,26	3,30	3,16	2,95	2,85	0,94	0,86	0,76	0,66	0,96	0,92	0,86	0,83
05.08.	28,90	2,914	3,94	3,72	3,37	3,03	2,67	2,40	3,51	3,30	3,19	3,05	0,91	0,81	0,74	0,64	0,94	0,89	0,86	0,82
08.08.	31,50	3,171	3,89	3,77	3,48	3,08	2,98	2,79	3,58	3,52	3,45	3,18	0,94	0,83	0,80	0,75	0,96	0,95	0,93	0,83
10.08.	33,40	3,362	3,85	3,85	3,60	3,21	3,01	2,67	3,65	3,52	3,44	3,24	0,94	0,83	0,78	0,69	0,95	0,91	0,89	0,84
13.08.	36,40	3,670	3,94	3,59	3,47	2,96	2,74	2,54	3,39	3,32	3,05	2,94	0,97	0,82	0,76	0,71	0,94	0,92	0,85	0,82

Tabela 34. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
16.08.	39,30	3,962	4,12	3,81	3,39	3,21	3,09	2,68	3,62	3,39	3,26	3,16	0,90	0,84	0,81	0,70	0,95	0,89	0,86	0,83
17.08.	40,20	4,048	4,12	3,81	3,39	3,21	3,09	2,68	3,62	3,39	3,26	3,16	0,90	0,84	0,81	0,70	0,95	0,89	0,86	0,83
19.08.	41,80	4,216	5,95	5,85	5,77	5,74	4,76	4,76	5,65	5,25	5,17	5,09	0,99	0,98	0,81	0,79	0,97	0,90	0,88	0,87
21.08.	42,70	4,309	4,08	3,66	3,54	3,29	3,08	3,08	3,57	3,46	3,40	3,29	0,97	0,90	0,84	0,74	0,98	0,94	0,93	0,90
25.08.	46,70	4,707	3,70	3,69	3,54	3,21	3,04	3,04	3,50	3,45	3,37	3,26	0,96	0,87	0,82	0,78	0,95	0,94	0,91	0,88
30.08.	51,50	5,194	4,00	3,67	3,50	3,20	3,00	3,00	3,50	3,41	3,33	3,20	0,95	0,87	0,82	0,79	0,95	0,93	0,91	0,87
03.09.	55,50	5,596	4,33	3,94	3,60	3,30	3,05	3,05	3,65	3,50	3,30	3,20	0,91	0,84	0,77	0,74	0,93	0,89	0,84	0,81
07.09.	59,50	6,000	3,91	3,91	3,59	3,32	3,14	3,14	3,70	3,48	3,33	3,23	0,92	0,85	0,80	0,77	0,95	0,89	0,85	0,83
11.09.	63,30	6,380	4,16	4,04	3,79	3,40	3,23	3,23	3,73	3,54	3,37	3,30	0,94	0,84	0,80	0,74	0,92	0,87	0,83	0,82
15.09.	67,30	6,780	4,10	3,85	3,55	3,33	3,14	3,14	3,53	3,48	3,36	3,21	0,92	0,86	0,82	0,75	0,92	0,90	0,87	0,83
19.09.	70,30	7,090	3,69	3,61	3,40	3,29	3,08	3,08	3,44	3,38	3,28	3,06	0,94	0,91	0,85	0,83	0,95	0,94	0,91	0,85
23.09.	74,20	7,470	4,55	3,77	3,56	3,34	3,28	3,28	3,53	3,45	3,38	3,20	0,91	0,85	0,83	0,76	0,90	0,88	0,86	0,81
29.09.	80,10	8,070	4,03	3,93	3,38	3,24	3,05	3,05	3,46	3,40	3,30	3,22	0,86	0,82	0,78	0,74	0,88	0,86	0,84	0,82
04.10.	85,00	8,570	3,97	3,64	3,45	3,30	3,15	3,15	3,50	3,29	3,14	3,03	0,95	0,91	0,86	0,82	0,96	0,90	0,86	0,83
10.10.	91,10	9,180	3,85	3,68	3,42	3,23	3,14	3,14	3,50	3,29	3,20	3,10	0,94	0,88	0,85	0,83	0,95	0,89	0,87	0,84
15.10.	95,70	9,650	4,44	3,70	3,56	3,39	3,17	3,17	3,50	3,39	3,17	3,07	0,96	0,92	0,86	0,82	0,95	0,92	0,86	0,83
25.10.	105,70	10,650	3,82	3,71	3,46	3,28	3,21	3,21	3,50	3,43	3,30	3,09	0,93	0,88	0,86	0,85	0,94	0,92	0,89	0,83
02.11.	113,50	11,440	4,02	3,86	3,60	3,38	3,14	3,14	3,53	3,63	3,28	3,18	0,93	0,88	0,81	0,78	0,91	0,87	0,85	0,82
08.11.	119,48	12,040	3,76	3,55	3,30	3,14	3,05	3,05	3,35	3,18	3,12	3,05	0,93	0,88	0,86	0,83	0,94	0,90	0,88	0,86
15.11.	126,36	12,740	3,45	3,34	3,16	3,08	2,97	2,97	3,15	3,10	2,99	2,90	0,95	0,92	0,89	0,86	0,94	0,93	0,90	0,87
TEST F2', dawkovanie pożywki, $v_f = 6$ m/h																				
22.11.	133,15	13,420	3,69	3,41	3,16	3,01	2,91	2,91	3,21	3,11	3,03	2,98	0,927	0,883	0,853	0,836	0,941	0,912	0,889	0,874
29.11.	139,96	14,110	3,57	3,32	3,05	2,90	2,80	2,80	3,08	2,95	2,88	2,80	0,919	0,873	0,843	0,813	0,928	0,888	0,867	0,843
06.12.	146,83	14,800	3,50	3,36	3,12	3,00	2,92	2,92	3,18	3,05	2,94	2,93	0,929	0,893	0,869	0,854	0,946	0,908	0,875	0,872
TEST F2', dawkovanie pożywki, $v_f = 4$ m/h																				
13.12.	153,67	15,300	4,36	4,20	3,86	3,62	3,44	3,44	3,91	3,70	3,54	3,44	0,919	0,862	0,819	0,790	0,931	0,881	0,843	0,819
20.12.	164,46	15,750	3,74	3,45	3,12	2,92	2,76	2,76	3,23	3,07	2,93	2,84	0,904	0,846	0,800	0,771	0,936	0,890	0,849	0,823
28.12.	168,31	16,280	3,34	3,30	3,00	2,86	2,77	2,77	3,10	2,98	2,90	2,85	0,909	0,867	0,839	0,821	0,939	0,903	0,879	0,864
TEST F2', dawkovanie pożywki, $v_f = 2$ m/h																				
03.01.	174,09	16,500	3,72	3,38	3,01	2,76	2,61	2,61	3,10	2,83	2,67	2,55	0,890	0,817	0,772	0,740	0,917	0,837	0,790	0,754
10.01.	181,03	16,740	3,75	3,44	3,11	2,95	2,81	2,81	3,22	3,00	2,90	2,80	0,904	0,858	0,817	0,791	0,836	0,872	0,843	0,814
17.01.	187,66	16,960	3,90	3,53	3,25	3,10	2,98	2,98	3,33	3,17	3,08	2,99	0,921	0,878	0,844	0,824	0,943	0,898	0,872	0,843
19.01.	189,68	17,030	-	3,36	3,02	2,82	2,70	2,63	3,09	2,91	2,80	2,79	0,899	0,839	0,804	0,783	0,920	0,866	0,833	0,830

Tabela 35. Wpływ wysokości warstwy na możliwą do uzyskania względną zmianę stężenia RWO w złożu węgla aktywnego WD-ekstra, wobec wody z korektą biogenów, przy prędkości filtracji w zakresie 2 ÷ 6 m/h - TEST F2'.

Wysokość warstwy h	Względne stężenie RWO w odpływie, przy czasie kontaktu ze złożem:		Parametry formuły aproksymującej dane $S_e/S_0 = A + B \cdot \exp(t_k/t_0)$	Parametry statystyczne
	$t_k = 0$ $(S_e/S_0)_0$	$t_k \rightarrow \infty$ $(S_e/S_0)_\infty$		
m	-	-	-	-
l	2	3	4	5
0,25	1,0	0,902	$A = 0,90191 \pm 0,00534$ $B = 0,09831 \pm 0,01046$ $t_0 = 1,67062 \pm 0,37517$	$\chi^2 = 0,00009$ $R = 0,95832$ $r^2 = 0,91837$
0,50	1,0	0,845	$A = 0,84453 \pm 0,01029$ $B = 0,15597 \pm 0,01989$ $t_0 = 3,4178 \pm 0,9137$	$\chi^2 = 0,00026$ $R = 0,94164$ $r^2 = 0,88670$
0,75	1,0	0,806	$A = 0,80470 \pm 0,01306$ $B = 0,19631 \pm 0,02525$ $t_0 = 5,13023 \pm 1,38249$	$\chi^2 = 0,00041$ $R = 0,94077$ $r^2 = 0,88504$
1,00	1,0	0,781	$A = 0,7795 \pm 0,01571$ $B = 0,22164 \pm 0,03087$ $t_0 = 6,64419 \pm 1,95718$	$\chi^2 = 0,00059$ $R = 0,93156$ $r^2 = 0,86781$

Tabela 36. Wpływ wysokości warstwy na możliwą do uzyskania względną zmianę stężenia RWO w złożu węgla aktywnego WD-ekstra, wobec wody bez korekty biogenów, przy prędkości filtracji w zakresie 2 ÷ 6 m/h - TEST F2'.

Wysokość warstwy h	Względne stężenie RWO w odpływie, przy czasie kontaktu ze złożem:		Parametry formuły aproksymującej dane $S_e/S_0 = A + B \cdot \exp(t_k/t_0)$	Parametry statystyczne
	$t_k = 0$ $(S_e/S_0)_0$	$t_k \rightarrow \infty$ $(S_e/S_0)_\infty$		
m	-	-	-	-
l	2	3	4	5
0,25	1,0	0,930	$A = 0,92957 \pm 0,00467$ $B = 0,07029 \pm 0,01032$ $t_0 = 1,27348 \pm 0,46814$	$\chi^2 = 0,00008$ $R = 0,92539$ $r^2 = 0,85635$
0,50	1,0	0,867	$A = 0,86568 \pm 0,01189$ $B = 0,13357 \pm 0,02028$ $t_0 = 4,13217 \pm 1,28976$	$\chi^2 = 0,00027$ $R = 0,92039$ $r^2 = 0,84712$
0,75	1,0	0,833	$A = 0,83126 \pm 0,01503$ $B = 0,16853 \pm 0,02678$ $t_0 = 5,8357 \pm 1,90432$	$\chi^2 = 0,00046$ $R = 0,91356$ $r^2 = 0,83460$
1,00	1,0	0,809	$A = 0,80633 \pm 0,01900$ $B = 0,19386 \pm 0,03307$ $t_0 = 8,04402 \pm 2,81739$	$\chi^2 = 0,00070$ $R = 0,90236$ $r^2 = 0,81425$

Tabela 38. Dane źródłowe do analizy struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów – TEST F2'.

Wskaźnik	Jednostka	Woda płuczająca- F _A	WD-ekstra – woda z korektą biogenów - zakres wysokości złoża, m				Woda płuczająca- F _B	WD-ekstra – woda bez korekty biogenów - zakres wysokości złoża, m			
		-	0 – 0,25	0,25 – 0,50	0,50 – 0,75	0,75 – 1,00	-	0 – 0,25	0,25 – 0,50	0,50 – 0,75	0,75 – 1,00
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Objętość popłuczyn	cm ³	-	966	880	906	832	-	903	863	830	837
Objętość poddana obróbce:	cm ³	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Masa osadu po suszeniu:	g	0,044	0,1238	0,1044	0,1138	0,0996	0,0514	0,0996	0,1046	0,0886	0,1092
Pozostałość po prażeniu:	g	0,0326	0,0812	0,0722	0,0764	0,0636	0,0372	0,0668	0,0668	0,0622	0,0686
Strata przy prażeniu	g	0,0114	0,0426	0,0322	0,0374	0,036	0,0142	0,0328	0,0378	0,0264	0,0406
STĘŻENIA	-										
Fe _{og.}	gFe/m ³	0,05	158,6	115,0	143,4	159,8	0,05	138,0	133,2	103,4	134,6
Mn	gMn/m ³	ślady	0,4	0,42	0,74	0,92	ślady	0,2	0,36	0,38	0,6
OWO	gC/m ³	3,73	85	80	104	94	3,69	63	70	63	102
NH ₄ ⁺	gN/m ³	0,04	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-
N _{kh}	gN/m ³	0,8	11,9	9,5	9,5	9,9	0,4	6,3	9,1	5,1	10,3
NO ₃ ⁻	gN/m ³	0,53	-	-	-	-	0,55	-	-	-	-
PO ₄ ³⁻	gP/m ³	0,05	-	-	-	-	0,003	-	-	-	-
P _{og.}	gP/m ³	0,07	23,3	16,0	19,2	14,4	0,037	13,2	14,3	10,7	15,1
OLB ₂₀	szt./cm ³	110	28 000	21 000	16 300	11 600	40	13 300	14 000	8 400	7 500
OLB ₃₇	szt./cm ³	14	490	490	390	450	0	250	100	50	30

F_A – woda z korektą biogenów

F_B – woda bez korekty biogenów

Tabela 39. Analiza struktur wypełniających przestrzenie międzyziarnowe złóż węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą lub bez korekty biogenów – TEST F2’.

Parametr	Jednostka	WD-ekstra – woda z korektą biogenów - zakres wysokości złoża, m -					WD-ekstra – bez korekty biogenów - zakres wysokości złoża, cm -				
		0 – 0,25	0,25 – 0,50	0,50 – 0,75	0,75 – 1,00	0 – 1,00	0 – 0,25	0,25 – 0,50	0,50 – 0,75	0,75 – 1,00	0 – 1,00
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Średnica złoża	m	0,03				0,03	0,03				
Wysokość warstwy	m	0,25				1,0	0,25				
Gęstość nasypowa węgla w stanie: powietrznie suchym zhydratyzowanym	kg/m ³ kg/m ³	462 917					462 917				
Ciężar właściwy ziarna: suchego zhydratyzowanego	kg/m ³ kg/m ³	718 1433					718 1433				
Objętość warstwy węgla	m ³	0,0001767				0,0007068	0,0001767				0,0007068
Masa warstwy węgla: suchego zhydratyzowanego	g g	81,635 162,06				326,54 648,24	81,635 162,06				326,54 648,24
Porowatość międzyziarnowa	-	0,36					0,36				
Objętość przestrzeni międzyziarnowych	m ³	0,000063612				0,00025445	0,000063612				0,00025445

Tabela 39. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
SM popłuczyn	g	1,196	0,919	1,031	0,829	3,975	0,899	0,903	0,735	0,914	3,451
SM wody do płukania	g	0,397	0,359	0,371	0,338	1,465	0,431	0,411	0,394	0,398	1,634
SM mineralna popłuczyn	g	0,784	0,635	0,692	0,529	2,640	0,603	0,576	0,516	0,574	2,269
SM miner. wody do płukania	g	0,294	0,266	0,275	0,250	1,085	0,312	0,297	0,285	0,288	1,182
SM organiczna popłuczyn	g	0,412	0,284	0,339	0,300	1,335	0,296	0,327	0,219	0,340	1,182
SM organ. wody do płukania	g	0,103	0,093	0,096	0,088	0,380	0,119	0,114	0,109	0,110	0,452
SM osadu:											
Ilość	g	0,799	0,560	0,660	0,491	2,510	0,468	0,492	0,341	0,516	1,817
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	g/m ³	12 560	8 803	10 375	7 719	9 864	7 357	7 734	5 361	8 112	7 141
Stężenie w objętości złoża	g/m ³	4 522	3 169	3 735	2 779	3 551	2 649	2 784	1 930	2 920	2 571
Stęż. na gram uwodn. węgla	mg/g węgla	4,930	3,456	4,073	3,030	3,872	2,888	3,036	2,104	3,184	2,803
Udział w suchej masie	%	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
SM mineralna osadu:											
Ilość	g	0,490	0,369	0,417	0,279	1,555	0,291	0,279	0,231	0,286	1,087
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	g/m ³	7 703	5 801	6 555	4 386	6 111	4 575	4 386	3 631	4 496	4 272
Stężenie w objętości złoża	g/m ³	2 773	2 088	2 360	1 579	2 200	1 647	1 579	1 307	1 619	1 538
Stęż. na gram uwodn. węgla	mg/g węgla	3,024	2,777	2,573	1,772	2,399	1,796	1,722	1,425	1,765	1,677
Udział w suchej masie	%	61,3	65,9	63,2	56,8	62,0	62,2	56,7	67,7	55,4	59,8
SM organiczna osadu:											
Ilość	g	0,309	0,191	0,243	0,212	0,955	0,177	0,213	0,110	0,230	0,730
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	g/m ³	4 858	3 003	3 820	3 333	3 753	2 782	3 348	1 729	3 616	2 869
Stężenie w objętości złoża	g/m ³	1 749	1 081	1 375	1 200	1 351	1 002	1 205	622	1 302	1 033
Stęż. na gram uwodn. węgla	mg/g węgla	1,907	1,179	1,499	1,308	1,473	1,092	1,314	0,679	1,419	1,126
Udział w suchej masie	%	38,7	34,1	36,8	43,2	38,0	37,8	43,3	32,3	44,6	40,2

Tabela 39. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Fe w popłuczynach	g	0,153	0,101	0,130	0,166	0,550	0,125	0,115	0,086	0,113	0,439
Fe w wodzie do płukania	g	≈ 0					≈ 0				
SM Fe w osadzie:											
Ilość	g	0,153	0,101	0,130	0,133	0,517	0,125	0,115	0,086	0,113	0,439
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	g/m ³	2 405	1 588	2 044	2 091	2 032	1 965	1 808	1 352	1 776	1 725
Stężenie w objętości złoża	g/m ³	866	572	736	753	732	707	651	487	640	621
Stęż. na gram uwodn. węgla	mg/g węgla	0,944	0,623	0,802	0,821	0,798	0,771	0,709	0,531	0,697	0,677
Udział w suchej masie	%	19,15	18,04	19,70	27,09	20,60	26,71	23,37	25,22	21,90	24,16
Udział w SM mineralnej	%	31,22	27,37	31,18	47,67	33,25	42,96	41,22	37,23	39,51	40,39
SM Fe(OH) ₃ w osadzie:											
Ilość	g	0,293	0,193	0,249	0,255	0,990	0,239	0,220	0,165	0,216	0,840
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	g/m ³	4 606	3 034	3 914	4 009	3 891	3 757	3 458	2 594	3 396	3 301
Stężenie w objętości złoża	g/m ³	1 658	1 092	1 409	1 443	1 401	1 353	1 245	934	1 222	1 188
Stęż. na gram uwodn. węgla	mg/g węgla	1,808	1,191	1,536	1,574	1,527	1,475	1,358	1,018	1,333	1,296
Udział w suchej masie	%	36,67	34,46	37,73	51,93	39,44	51,07	44,72	48,39	41,86	46,23
Udział w SM mineralnej	%	59,80	52,30	59,71	91,40	63,67	82,13	78,85	71,43	75,52	77,28
Mn w popłuczynach	g	0,00039	0,00037	0,00067	0,00076	0,00219	0,00018	0,00031	0,00032	0,00050	0,00131
Mn w wodzie do płukania	g	≈ 0					≈ 0				
SM Mn w osadzie:											
Ilość	g	0,00039	0,00037	0,00067	0,00076	0,00219	0,00018	0,00031	0,00032	0,00050	0,00131
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	g/m ³	6,1	5,8	10,5	11,9	8,6	2,8	4,9	5,0	7,9	5,2
Stężenie w objętości złoża	g/m ³	2,2	2,1	3,8	4,3	3,1	1,0	1,8	1,8	2,8	1,8
Stęż. na gram uwodn. węgla	mg/g węgla	0,0024	0,0023	0,0041	0,0047	0,0034	0,0011	0,0019	0,0020	0,0031	0,0020
Udział w suchej masie	%	0,05	0,07	0,10	0,16	0,09	0,04	0,06	0,09	0,10	0,07
Udział w SM mineralnej	%	0,08	0,10	0,16	0,27	0,14	0,06	0,11	0,14	0,18	0,12

Tabela 39. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
OWO w popłuczynach	g	0,0821	0,0704	0,0942	0,0782	0,3249	0,0569	0,0604	0,0523	0,0854	0,2550
OWO w wodzie do płukania	g	0,0034	0,0030	0,0031	0,0029	0,0124	0,0031	0,0029	0,0028	0,0028	0,0116
SM OWO w osadzie:											
Ilość	g	0,0787	0,0674	0,0911	0,0753	0,3125	0,0538	0,0575	0,0495	0,0826	0,2434
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	g/m ³	1 237	1 060	1 432	1 184	1 228	846	904	778	1 298	957
Stężenie w objętości złoża	g/m ³	445	381	516	426	442	304	325	280	467	344
Stęż. na gram uwodn. węgla	mg/g węgla	0,486	0,416	0,562	0,465	0,428	0,332	0,355	0,305	0,510	0,375
Udział w suchej masie	%	9,85	12,04	13,80	15,34	12,45	11,50	11,69	14,52	16,01	13,40
Udział w SM organicznej	%	25,47	35,29	37,49	35,52	32,72	30,40	27,00	45,00	35,91	33,34
N-Kjeldahla w popłuczynach	g	0,0115	0,0084	0,0086	0,0082	0,0367	0,0057	0,0078	0,0042	0,0086	0,0263
N-Kjeldahla w wodzie do płukania	g	0,0007	0,0006	0,0007	0,0006	0,0026	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0012
SM N-Kjeldahla w osadzie:											
Ilość	g	0,0108	0,0078	0,0079	0,0076	0,0341	0,0054	0,0075	0,0039	0,0083	0,0251
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	g/m ³	170	123	124	119	134	85	118	61	130	99
Stężenie w objętości złoża	g/m ³	61	44	45	43	48	31	42	22	47	36
Stęż. na gram uwodn. węgla	mg/g węgla	0,067	0,048	0,049	0,047	0,053	0,033	0,046	0,024	0,051	0,039
Udział w suchej masie	%	1,35	1,39	1,20	1,55	1,36	1,15	1,52	2,43	1,61	1,38
Udział w SM mineralnej	%	2,20	2,11	1,89	2,72	2,19	1,86	2,69	1,69	2,90	2,31

Tabela 39. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
P-ogólny w popłuczynach	g	0,0225	0,0141	0,0174	0,0120	0,0660	0,0119	0,0123	0,0089	0,0126	0,0457
P-ogólny w wodzie do płukania	g	≈ 0					≈ 0				
SM P-ogólny w osadzie:											
Ilość	g	0,0225	0,0141	0,0174	0,0120	0,0660	0,0119	0,0123	0,0089	0,0126	0,0457
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	g/m ³	354	222	274	189	259	187	193	140	198	180
Stężenie w objętości złoża	g/m ³	127	80	98	68	93	67	70	50	71	65
Stęż. na gram uwodn. węgla	mg/g węgla	0,139	0,087	0,107	0,074	0,102	0,073	0,076	0,055	0,078	0,070
Udział w suchej masie	%	2,82	2,52	2,64	2,44	2,63	2,54	2,50	2,61	2,44	2,52
Udział w SM mineralnej	%	4,59	3,82	4,17	4,30	4,24	4,09	4,41	3,85	4,41	4,20
OLB ₂₀ w popłuczynach	szt. × 10 ³	27 048	18 480	14 768	9 651	69 947	12 009	12 082	6 972	6 278	37 341
OLB ₂₀ w wodzie do płukania	szt. × 10 ³	99	90	93	84	366	34	32	31	31	128
OLB ₂₀ w osadzie:											
Ilość	szt. × 10 ³	26 949	18 390	14 675	9 567	69 581	11 975	12 050	6 941	6 247	37 213
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	1/cm ³	423 646	289 096	230 695	150 396	273 459	188 251	189 430	109 115	98 205	146 250
Stężenie w objętości złoża	1/cm ³	152 513	104 075	83 050	54 143	98 445	67 770	68 195	39 281	35 354	52 650
Stęż. na gram uwodn. węgla	1/g węgla	166 290	113 476	90 553	59 034	107 338	73 892	74 355	42 830	38 547	57 406
OLB ₃₇ w popłuczynach	szt. × 10 ³	473	431	353	374	1 631	226	86	42	25	379
OLB ₃₇ w wodzie do płukania	szt. × 10 ³	13	11	12	11	47	0				
OLB ₃₇ w osadzie:											
Ilość	szt. × 10 ³	460	420	341	363	1 584	226	86	42	25	379
Stęż. w przestrz. międzyziarn.	1/cm ³	7 231	6 602	5 361	5 706	6 225	3 553	1 352	660	393	1 490
Stężenie w objętości złoża	1/cm ³	2 603	2 377	1 930	2 054	2 241	1 279	487	238	142	536
Stęż. na gram uwodn. węgla	1/g węgla	2 838	2 592	2 104	2 240	2 444	1 394	531	259	154	585

SM – sucha masa

Tabela 40. Ogólne liczby bakterii psychrofilnych (OLB₂₀) i mezofilnych (OLB₃₇) w dopływie oraz odpływie z poszczególnych warstw złóż węgla aktywnego WD-ekstra (świeżego oraz wstępnie wysyconego) TESTY: F2 i F2'.

Data	Czas pracy	Objętość przefiltrowana	Ogólna liczba bakterii psychrofilnych, OLB ₂₀										
			Woda surowa	Filtrat	Filtrat A	Złoże świeżego WD-ekstra o wysokości [m]				Złoże wstępnie wysyconego WD-ekstra o wysokości [m]			
						0,25	0,50	0,75	1,00	0,25	0,50	0,75	1,00
-	d	m ³	l/cm ³										
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
06.07.1999.	0	0,006	41	232	-	263	80	320	190	61	94	128	178
13.07.	6,70	0,676	77	4	-	150	205	80	250	75	180	104	210
20.07.	13,15	1,325	110	180	-	290	360	1200	1400	186	280	260	167
27.07.	20,00	2,021	46	38	-	101	58	46	21	12	52	66	68
08.11.	119,48	12,040	0	27	-	190	110	50	27	220	91	75	42
TEST F2' - dawkowanie pożywki do wody kierowanej wraz z filtratem A do złoża świeżego węgla WD-ekstra													
22.11.	133,15	13,420	2	50	160	960	400	225	168	320	260	106	80
06.12.	146,83	14,800	0	30	228	4060	4100	2200	900	1040	230	310	70
13.12.	153,67	15,300	2	11	144	1040	630	310	290	248	240	228	80
28.12.	168,31	16,280	20	75	100	720	660	420	210	310	190	96	64
10.01.2000.	181,03	16,740	110	33	180	1280	690	428	250	110	660	340	60
17.01.	187,66	16,960	151	210	224	2000	1300	900	700	1500	1000	600	480
			Ogólna liczba bakterii mezofilnych, OLB ₃₇										
06.07.1999.	0	0,006	9	16	-	35	59	93	85	33	109	560	760
13.07.	6,70	0,676	2	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0
20.07.	13,15	1,325	12	12	-	4	17	24	5	31	10	3	5
27.07.	20,00	2,021	11	6	-	51	34	66	3	11	17	6	3

Tabela 41. Szacowanie stężenia biomasy w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą biogenów - TEST F2' - $v_f = 2$ m/h.

Zakres wysokości warstwy	Liczba bakterii psychrofilnych w warstwie	Zawartość w warstwie węgla organicznego w zawiesinie	Jednostkowy wskaźnik zawartości biomasy	Zawartość biomasy w warstwie	Stężenie biomasy odniesione do objętości złoża	Stężenie biomasy odniesione do objętości przestrzeni międzyziarnowych
h	OLB₂₀	ZWO	$X_i = \frac{ZWO(0,25)}{OLB_{20}(0,25)}$	$X_v = X_i \cdot OLB_{20}$	$X = \frac{\sum X_v}{n \cdot V_w}$	$X_e = \frac{\sum X_v}{n \cdot V_w \cdot \epsilon}$
m	szt. · 10 ³	gC	gC/lkom. · 10 ⁻⁹	gC	gC/m ³	gC/m ³
1	2	3	4	5	6	7
0-0,25	26 949	0,0787	2,92	0,0787	445,388	1237,188
0,25-0,50	18 390	(0,0674)	2,92	0,0537	374,646	1040,684
0,50-0,75	14 675	(0,0911)	2,92	0,0428	330,504	918,066
0,75-1,00	9 567	(0,0753)	2,92	0,0279	287,351	798,198

Tabela 42. Szacowanie stężenia biomasy w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów - TEST F2' - $v_f = 2$ m/h.

Zakres wysokości warstwy	Liczba bakterii psychrofilnych w warstwie	Zawartość w warstwie węgla organicznego w zawiesinie	Jednostkowy wskaźnik zawartości biomasy	Zawartość biomasy w warstwie	Stężenie biomasy odniesione do objętości złoża	Stężenie biomasy odniesione do objętości przestrzeni międzyziarnowych
h	OLB₂₀	ZWO	$X_i = \frac{ZWO(0,25)}{OLB_{20}(0,25)}$	$X_v = X_i \cdot OLB_{20}$	$X = \frac{\sum X_v}{n \cdot V_w}$	$X_e = \frac{\sum X_v}{n \cdot V_w \cdot \epsilon}$
m	szt. · 10 ³	gC	gC/lkom. 10 ⁻⁹	gC	gC/m ³	gC/m ³
1	2	3	4	5	6	7
0-0,25	11 975	0,0538	4,5	0,0538	304,471	845,752
0,25-0,50	12 050	(0,0575)	4,5	0,0542	305,603	848,896
0,50-0,75	6 941	(0,0495)	4,5	0,0312	262,592	729,422
0,75-1,00	6 247	(0,0826)	4,5	0,0281	236,701	657,502

Wartości „X” i „X_e” wyznaczono kolejno dla warstw o wysokościach 0,25, 0,50, 0,75, 1,00 m;
 $\sum X_v$ - ogólna zawartość biomasy w analizowanej warstwie oraz wszystkich warstwach ją poprzedzających;

n - liczba warstw przypadających na złożo o określonej wysokości, $n = h/0,25$;

V_w - objętość warstwy, 0,0001767 m³;

ϵ - porowatość międzyziarnowa złoża, 0,36;

() - wartości w nawiasach nie stanowiły podstawy obliczeń.

Tabela 43. Wyznaczanie wartości parametrów „ $q_{\max}$ ” i „ K_s ” w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą biogenów - TEST F2' - przy:
 prędkości filtracji $v_f = 2$ m/h,
 średnim stężeniu RWO w dopływie - $S_0 = 3,39$ gC/m³,
 stężeniu frakcji biodegradowalnej w dopływie - $S_0^{\text{BRWO}} = 0,88$ gC/m³.

Data analizy	Stężenie frakcji biodegradowalnej ¹⁾ w dopływie	Stężenie frakcji biodegradowalnej ¹⁾ w odpływie		Ubytek substratu	Właściwa szybkość usuwania substratu	WYNIK APROKSYMACJI DANYCH
Wysokość warstwy	S_0^{BRWO}	S_e^{BRWO}		$\Delta S = S_0^{\text{BRWO}} - S_e^{\text{BRWO}}$	$q_s = \frac{\Delta S}{X \cdot t_k}$	
h	gC/m ³	gC/m ³	$X \cdot t_k$	gC/m ³	d ⁻¹	-
1	2	3	4	5	6	7
03.01.2000						$\chi^2 = 1,46843 \cdot 10^{-6}$
0,25	0,88	0,51	2,32048	0,37	0,1595	R = 0,99992
0,50		0,26	3,90385	0,62	0,1588	$r^2 = 0,99984$
0,75		0,11	5,16241	0,77	0,1492	$q_{\max} = 0,16373 \pm 0,00145$
1,00		(0,00)	5,98550	0,88	(0,1470)	$K_s = 0,01039 \pm 0,00169$
10.01.2000						$\chi^2 = 3,72098 \cdot 10^{-5}$
0,25	0,88	0,55	2,32048	0,33	0,1422	R = 0,9958
0,50		0,39	3,90385	0,49	0,1255	$r^2 = 0,99161$
0,75		0,25	5,16241	0,63	0,1220	$q_{\max} = 0,14502 \pm 0,00911$
1,00		0,16	5,98550	0,72	0,1203	$K_s = 0,03859 \pm 0,01941$
17.01.2000						$\chi^2 = 7,1267 \cdot 10^{-6}$
0,25	0,88	0,60	2,32048	0,28	0,1207	R = 0,99892
0,50		0,45	3,90385	0,43	0,1102	$r^2 = 0,99784$
0,75		0,33	5,16241	0,55	0,1065	$q_{\max} = 0,1345 \pm 0,00652$
1,00		0,26	5,98550	0,62	0,1036	$K_s = 0,08317 \pm 0,02228$
19.01.2000						$\chi^2 = 3,38582 \cdot 10^{-6}$
0,25	0,88	0,54	2,32048	0,34	0,1465	R = 0,99965
0,50		0,34	3,90385	0,54	0,1383	$r^2 = 0,99931$
0,75		0,22	5,16241	0,66	0,1278	$q_{\max} = 0,15795 \pm 0,00293$
1,00		0,15	5,98550	0,73	0,1220	$K_s = 0,04695 \pm 0,00555$
Parametry „ $q_{\max}$ ” i „ K_s ” obliczone w oparciu o średnie (z czterech powyższych pomiarów) wartości stężenia BRWO w odpływie (S_e^{BRWO}):						
0,25	0,88	0,55	2,32048	0,33	0,1422	$\chi^2 = 1,7572 \cdot 10^{-6}$
0,50		0,36	3,90385	0,52	0,1332	R = 0,99867
0,75		0,23	5,16241	0,65	0,1259	$r^2 = 0,99735$
1,00		0,14	5,98550	0,74	0,1236	$q_{\max} = 0,14618 \pm 0,00471$
						$K_s = 0,02909 \pm 0,00872$

¹⁾ - za frakcję biodegradowalną uznaje się frakcję usuwalną w fazie „plateau”

() - wartości w nawiasach nie uwzględniono w analizie danych cząstkowych, natomiast wzięto je pod uwagę przy wyznaczaniu wartości średnich

Tabela 44. Wyznaczanie wartości parametrów „ $q_{\max}$ ” i „ K_s ” w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów - TEST F2' - przy:
 prędkości filtracji $v_f = 2$ m/h,
 średnim stężeniu RWO w dopływie - $S_0 = 3,39$ gC/m³,
 stężeniu frakcji biodegradowalnej w dopływie - $S_0^{\text{BRWO}} = 0,82$ gC/m³.

Data analizy	Stężenie frakcji biodegradowalnej ¹⁾ w dopływie	Stężenie frakcji biodegradowalnej ¹⁾ w odpływie		Ubytek substratu	Właściwa szybkość usuwania substratu	WYNIK APROKSYMACJI DANYCH
Wysokość warstwy						
h	S_0^{BRWO}	S_e^{BRWO}	$X \cdot t_k$	$\Delta S = S_0^{\text{BRWO}} - S_e^{\text{BRWO}}$	$q_s = \frac{\Delta S}{X \cdot t_k}$	
m	gC/m ³	gC/m ³	d · gC/m ³	gC/m ³	d ⁻¹	-
1	2	3	4	5	6	7
03.01.2000						$\chi^2 = 4,4942 \cdot 10^{-7}$
0,25	0,82	0,54	1,58579	0,28	0,1766	$R = 0,99989$
0,50		0,27	3,18330	0,55	0,1728	$r^2 = 0,99978$
0,75		0,11	4,10300	0,71	0,1730	$q_{\max} = 0,17601 \pm 0,00176$
1,00		(-0,01)	4,93125	0,83	(0,1683)	$K_s = 0,00221 \pm 0,00177$
10.01.2000						$\chi^2 = 3,1342 \cdot 10^{-6}$
0,25	0,82	0,60	1,58579	0,22	0,1387	$R = 0,99968$
0,50		0,38	3,18330	0,44	0,1382	$r^2 = 0,99935$
0,75		0,28	4,10300	0,54	0,1316	$q_{\max} = 0,14363 \pm 0,00252$
1,00		0,18	4,93125	0,64	0,1298	$K_s = 0,02029 \pm 0,00534$
17.01.2000						$\chi^2 = 2,1748 \cdot 10^{-6}$
0,25	0,82	0,62	1,58579	0,20	0,1261	$R = 0,99758$
0,50		0,46	3,18330	0,36	0,1131	$r^2 = 0,99516$
0,75		0,37	4,10300	0,45	0,1097	$q_{\max} = 0,13974 \pm 0,01092$
1,00		0,28	4,93125	0,54	0,1095	$K_s = 0,08858 \pm 0,03832$
19.01.2000						$\chi^2 = 1,2 \cdot 10^{-5}$
0,25	0,82	0,55	1,58579	0,27	0,1703	$R = 0,99402$
0,50		0,37	3,18330	0,45	0,1414	$r^2 = 0,98808$
0,75		0,26	4,10300	0,56	0,1365	$q_{\max} = 0,24258 \pm 0,03716$
1,00		0,25	4,93125	0,57	0,1156	$K_s = 0,2423 \pm 0,09128$
Parametry „ $q_{\max}$ ” i „ K_s ” obliczone w oparciu o średnie (z czterech powyższych pomiarów) wartości stężenia BRWO w odpływie (S_e^{BRWO}):						
0,25	0,82	0,58	1,58579	0,24	0,1513	$\chi^2 = 7,866 \cdot 10^{-6}$
0,50		0,37	3,18330	0,45	0,1414	$R = 0,99951$
0,75		0,255	4,10300	0,565	0,1377	$r^2 = 0,99903$
1,00		0,17	4,93125	0,65	0,1318	$q_{\max} = 0,15826 \pm 0,00348$
						$K_s = 0,0362 \pm 0,00688$

¹⁾ - za frakcję biodegradowalną uznaje się frakcję usuwalną w fazie „plateau”

() - wartości w nawiasach nie uwzględniono w analizie danych cząstkowych, natomiast wzięto je pod uwagę przy wyznaczaniu wartości średnich

Tabela 45. Zmiany temperatury, pH, zasadowości M, stężeń dwutlenku węgla oraz tlenu rozpuszczonego podczas filtracji przez złożę piaskowe i w kontakcie ze złożami granulowanych węgla aktywnych WD-ekstra (świeżego i wstępnie wysyconego) – TESTY: F2 i F2'.

Parametr Miejsce poboru	Data	Czas pracy	Objętość przefiltrowana	Temperatura		pH	Zasadowość M	Zmiana zawartości CO ₂	Tlen rozpuszczony
				powietrza	wody				
Jednostka	-	d	m ³	°C		-	val/m ³	g CO ₂ /m ³	g O ₂ /m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Woda surowa Filtrat	06.07 1999.	0,06	0,006	22	13,1	7,47	2,9	0,396	9,8
					19,6	7,23	2,8	0,00	8,0
A ₂₅					20,8	7,70	2,9	- 0,176	7,5
A ₅₀					21,2	8,13	2,9	- 0,308	6,0
A ₇₅					21,2	8,03	2,7	- 0,528	5,1
A ₁₀₀					21,2	8,56	2,4	- 0,55	3,8
B ₂₅					20,8	7,45	2,8	0,638	7,6
B ₅₀					21,1	7,42	2,8	0,572	7,6
B ₇₅					21,1	7,32	2,8	0,462	7,2
B ₁₀₀					20,8	7,44	3,0	0,418	6,8
Woda surowa Filtrat	09.07.	2,84	0,286	18,3	12,5	7,41	3,2	- 0,132	9,6
					15,8	7,20	3,1	0,00	8,1
A ₂₅					16,5	7,50	3,2	- 0,044	7,5
A ₅₀					16,8	7,64	3,3	- 0,088	7,1
A ₇₅					17,1	8,01	3,3	- 0,11	6,7
A ₁₀₀					17,2	7,95	3,2	- 0,22	6,5
B ₂₅					16,5	7,31	3,0	0,11	7,6
B ₅₀					16,8	7,39	3,2	0,0	7,5
B ₇₅					17,2	7,24	3,2	0,0	7,3
B ₁₀₀					17,4	7,26	3,2	0,154	7,2

Tabela 45. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Woda surowa	13.07.	6,70	0,676	20,0	13,2	7,32	3,0	- 0,22	9,8
Filtrat					18,0	7,29	3,2	0,0	8,2
A ₂₅					18,8	7,33	3,2	- 0,088	7,6
A ₅₀					18,9	7,33	3,2	- 0,066	7,3
A ₇₅					19,1	7,38	3,2	- 0,044	7,8
A ₁₀₀					19,2	7,34	3,1	- 0,198	6,5
B ₂₅					18,9	7,22	2,9	- 0,066	7,8
B ₅₀					19,0	7,32	3,0	- 0,088	7,8
B ₇₅					19,1	7,19	3,2	- 0,088	7,5
B ₁₀₀					19,2	7,20	3,0	- 0,044	7,5
Woda surowa	20.07.	13,15	1,325	20,0	13,3	7,44	3,0	- 0,528	9,6
Filtrat					17,7	7,27	2,9	0,0	8,0
A ₂₅					18,8	7,28	2,9	0,110	7,0
A ₅₀					19,2	7,27	3,0	0,022	7,0
A ₇₅					19,2	7,22	2,9	0,022	6,8
A ₁₀₀					19,4	7,21	2,9	0,030	6,6
B ₂₅					19,0	7,17	2,9	0,110	7,8
B ₅₀					19,1	7,33	2,9	0,088	7,6
B ₇₅					19,4	7,25	2,9	0,088	7,6
B ₁₀₀					19,5	7,20	2,9	0,044	7,7
Woda surowa	27.07.	20	2,021	19,3	13,2	7,38	3,1	- 0,110	9,4
Filtrat					17,4	7,32	3,1	0,0	8,3
A ₂₅					18,2	7,36	3,1	0,022	7,2
A ₅₀					18,4	7,29	3,1	0,066	7,2
A ₇₅					18,5	7,30	3,1	0,022	6,9
A ₁₀₀					18,6	7,25	3,1	0,112	6,9
B ₂₅					18,2	7,31	3,1	0,022	7,1
B ₅₀					18,6	7,35	3,2	0,044	7,1
B ₇₅					18,6	7,21	3,2	0,176	7,6
B ₁₀₀					18,6	7,25	3,1	0,132	7,1

Tabela 45. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Woda surowa	03.08.	26,9	2,709	19,1	13,6	7,42	3,1	- 0,418	9,3
Filtrat					16,8	7,37	3,1	0,0	8,0
A ₂₅					-	7,34	3,0	0,076	7,1
A ₅₀					-	7,31	3,1	0,088	6,9
A ₇₅					-	7,32	3,1	0,088	6,9
A ₁₀₀					18,4	7,25	3,1	0,176	6,8
B ₂₅					-	7,30	3,2	0,00	7,2
B ₅₀					-	7,29	3,1	0,044	7,0
B ₇₅					-	7,28	3,2	0,220	6,9
B ₁₀₀					18,5	7,26	3,2	0,044	6,8
Woda surowa	25.10.	105,7	10,65	17,5	14,9	7,65	2,8	-0,264	9,8
Filtrat					16,8	7,50	2,8	0,0	8,2
A ₂₅					17,4	7,43	2,8	0,328	8,1
A ₅₀					17,5	7,42	2,8	0,440	8,1
A ₇₅					17,6	7,40	2,7	0,462	7,9
A ₁₀₀					17,8	7,39	2,6	0,484	7,8
B ₂₅					17,5	7,45	2,7	0,328	7,9
B ₅₀					17,6	7,44	2,7	0,440	7,8
B ₇₅					17,7	7,37	2,7	0,462	7,7
B ₁₀₀					17,9	7,35	2,7	0,484	7,7
Woda surowa	08.11.	119,48	12,04	15,3	14,0	7,62	-	-0,264	10,3
Filtrat					14,3	7,43	-	0,0	8,8
A ₂₅					14,5	7,39	-	0,328	8,6
A ₅₀					14,6	7,35	-	0,490	8,5
A ₇₅					14,7	7,35	-	0,612	8,5
A ₁₀₀					15,1	7,30	-	0,657	8,3
B ₂₅					14,5	7,39	-	0,300	8,6
B ₅₀					14,5	7,36	-	0,500	8,4
B ₇₅					14,7	7,34	-	0,612	8,2
B ₁₀₀					14,8	7,32	-	0,657	8,1

Tabela 45. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
TEST F2', dawkowanie pożywki (NH ₄ NO ₃ i KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _f = 6 m/h									
Woda surowa	22.11.	133,15	13,42	13,3	13,3	7,58	2,7	- 0,242	10,8
Filtrat A			C:N:P =		13,6	7,44	2,7	0,0	9,1
A ₂₅			= 100:12,9:1,38		13,6	7,38	2,7	0,288	8,7
A ₅₀					13,7	7,36	2,7	0,436	8,6
A ₇₅					13,7	7,37	2,7	0,564	8,6
A ₁₀₀					13,7	7,32	2,7	0,616	8,5
Filtrat B			C:N:P =		13,3	7,44	2,7	0,0	9,1
B ₂₅			= 100:10,85:0,50		13,7	7,39	2,7	0,242	8,7
B ₅₀					13,7	7,38	2,7	0,300	8,6
B ₇₅					13,8	7,36	2,7	0,412	8,6
B ₁₀₀					13,8	7,33	2,7	0,458	8,5
Woda surowa	29.11.	139,96	14,11	13,1	13,2	7,59	2,7	-0,242	10,6
Filtrat A			C:N:P =		13,6	7,49	2,7	0,0	8,9
A ₂₅			= 100:19,58:1,41		13,6	7,42	2,6	0,338	8,5
A ₅₀					13,6	7,38	2,6	0,495	8,3
A ₇₅					13,5	7,39	2,6	0,600	8,2
A ₁₀₀					13,4	7,36	2,6	0,657	8,2
Filtrat B			C:N:P =		13,5	7,47	2,7	0,0	9,0
B ₂₅			= 100:12,35:0,60		13,8	7,41	2,7	0,308	8,7
B ₅₀					13,6	7,39	2,7	0,452	8,6
B ₇₅					13,6	7,36	2,6	0,496	8,5
B ₁₀₀					13,5	7,36	-	0,512	8,5
Woda surowa	06.12.	146,83	14,8	12,3	12,5	7,60	2,7	-0,352	11,4
Filtrat A			C:N:P =		12,7	7,45	2,7	0,0	9,9
A ₂₅			= 100:20,83:1,57		12,2	7,41	-	0,262	9,3
A ₅₀					12,8	7,40	-	0,358	8,9
A ₇₅					12,7	7,38	-	0,500	8,8
A ₁₀₀					12,8	7,37	2,6	0,582	8,5
Filtrat B			C:N:P =		12,7	7,40	2,7	0,0	9,8
B ₂₅			= 100:13,09:0,29		12,3	7,37	-	0,230	9,6
B ₅₀					12,5	7,37	-	0,342	9,4
B ₇₅					12,8	7,37	-	0,482	9,3
B ₁₀₀					12,8	7,36	2,6	0,512	9,2

Tabela 45. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
TEST F2', dawkowanie pożywki (NH ₄ NO ₃ i KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _f = 4 m/h									
Woda surowa	13.12.	153,67	15,3	13,7	12,8	7,52	2,7	- 0,396	10,3
Filtrat A			C:N:P =		13,6	7,43	2,7	0,0	8,6
A ₂₅			= 100:15,0:0,95		13,7	7,39	-	0,358	7,9
A ₅₀					13,9	7,36	-	0,532	7,7
A ₇₅					14,0	7,31	-	0,700	7,6
A ₁₀₀					14,5	7,31	2,6	0,712	7,4
Filtrat B			C:N:P =		13,5	7,40	2,7	0,0	8,6
B ₂₅			= 100:12,86:0,31		13,6	7,36	-	0,312	8,0
B ₅₀					13,8	7,32	-	0,488	7,7
B ₇₅					14,2	7,31	-	0,600	7,5
B ₁₀₀					14,8	7,31	2,6	0,664	7,4
TEST F2', dawkowanie pożywki (KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _f = 4 m/h									
Woda surowa	20.12.	160,46	15,75	11,9	12,0	7,55	-	- 0,418	10,0
Filtrat A			C:N:P =		12,7	7,45	-	0,0	8,8
A ₂₅			= 100:12,46:1,36		12,7	7,39	-	0,362	8,3
A ₅₀					12,8	7,37	-	0,544	8,1
A ₇₅					12,8	7,34	-	0,702	8,0
A ₁₀₀					12,9	7,30	-	0,714	8,0
Filtrat B			C:N:P =		12,3	7,40	-	0,0	8,7
B ₂₅			= 100:12,17:0,35		12,7	7,36	-	0,282	8,4
B ₅₀					12,6	7,36	-	0,396	8,2
B ₇₅					12,7	7,35	-	0,524	8,1
B ₁₀₀					12,9	7,32	-	0,664	8,1
Woda surowa			28.12.		168,31	16,28	11,2	11,4	7,55
Filtrat A	C:N:P =	11,9		7,45		-		0,0	8,5
A ₂₅	= 100:13,33:1,42	12,2		7,40		-		0,344	8,3
A ₅₀		12,2		7,35		-		0,512	8,2
A ₇₅		12,2		7,38		-		0,544	8,1
A ₁₀₀		11,9		7,35		-		0,552	7,9
Filtrat B	C:N:P =	11,5		7,41		-		0,0	8,8
B ₂₅	= 100:13,33:0,39	12,2		7,38		-		0,244	8,6
B ₅₀		12,0		7,34		-		0,352	8,5
B ₇₅		12,2		7,34		-		0,432	8,3
B ₁₀₀		11,9		7,34		-		0,512	8,3

Tabela 45. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
TEST F2', dawkowanie pożywki (KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _f = 2 m/h									
Woda surowa	03.01. 2000.	174,09	16,50	11,6	11,1	7,52	-	- 0,312	-
Filtrat A			C:N:P =		12,3	7,45	-	0,00	-
A ₂₅			= 100:13,90:0,59		-	-	-	0,386	-
A ₅₀					-	-	-	0,622	-
A ₇₅					-	-	-	0,788	-
A ₁₀₀					12,5	7,37	-	0,842	-
Filtrat B			C:N:P =		11,7	7,43	-	0,00	-
B ₂₅			= 100:14,20:0,21		-	-	-	0,296	-
B ₅₀					-	-	-	0,582	-
B ₇₅					-	-	-	0,682	-
B ₁₀₀					12,5	7,36	-	0,712	-
Woda surowa	10.01.	181,03	16,74	10,8	10,5	7,50	-	- 0,198	10,8
Filtrat A			C:N:P =		11,7	7,47	-	0,00	9,0
A ₂₅			= 100:21,51:1,37		11,8	7,43	-	0,382	8,3
A ₅₀					11,5	7,39	-	0,462	8,0
A ₇₅					11,8	7,37	-	0,642	7,9
A ₁₀₀					12,0	7,37	-	0,776	7,9
Filtrat B			C:N:P =		11,3	7,43	-	0,00	9,1
B ₂₅			= 100:23,25:0,29		11,6	7,39	-	0,242	8,6
B ₅₀					11,5	7,38	-	0,506	8,3
B ₇₅					11,5	7,37	-	0,572	7,9
B ₁₀₀					12,1	7,36	-	0,648	7,6
Woda surowa	17.01.	187,66	16,96	11,0	9,9	7,54	-	- 0,286	11,0
Filtrat A			C:N:P =		11,9	7,47	-	0,00	9,1
A ₂₅			= 100:15,01:1,42		12,0	7,40	-	0,344	8,6
A ₅₀					11,9	7,37	-	0,482	8,4
A ₇₅					11,8	7,37	-	0,602	8,2
A ₁₀₀					11,8	7,37	-	0,728	8,2
Filtrat B			C:N:P =		11,4	7,44	-	0,00	9,3
B ₂₅			= 100:14,45:0,57		11,9	7,40	-	0,232	8,7
B ₅₀					11,8	7,37	-	0,304	8,5
B ₇₅					11,8	7,36	-	0,486	8,3
B ₁₀₀					11,8	7,36	-	0,582	8,3

Tabela 45. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Woda surowa	19.01.	189,68	17,02	11,3	10,1	-	-	-	-
Filtrat A			C:N:P		11,8	7,45	-	0,00	-
A ₂₅			-		-	-	-	0,372	-
A ₅₀					-	-	-	0,596	-
A ₇₅					-	-	-	0,682	-
A ₁₀₀					11,8	7,35	-	0,768	-
Filtrat B			C:N:P		11,6	7,40	-	0,00	-
B ₂₅			-		-	-	-	0,282	-
B ₅₀					-	-	-	0,418	-
B ₇₅					-	-	-	0,508	-
B ₁₀₀					11,8	7,33	-	0,602	-
Koniec testu	24.01.	194,42	17,19	-	-	-	-	-	

Woda surowa - woda infiltracyjna po napowietrzaniu i sedymentacji,

Filtrat, filtrat B - woda surowa po katalitycznej filtracji piaskowej,

Filtrat A - woda surowa po katalitycznej filtracji piaskowej i korekcie biogenów,

A₂₅ - warstwa świeżego węgla WD-ekstra o wysokości 25 cm,

B₁₀₀ - warstwa uprzednio wysyconego węgla WD-ekstra o wysokości 100 cm.

Tabela 46. Rozdział usuwanego RWO między fazami - stałą (X) i gazową (ΔCO_2), w warunkach *plateau* pracy złoża węgla aktywnego WD-ekstra - TEST F2' - woda po korekcie biogenów.

Data	Czas pracy złoża	Wysokość warstwy	Ubytek RWO	Ubytek tlenu rozpuszczonego	Przyrost dwutlenku węgla		Współczynnik syntezy biomasy $Y_{S/X} = \left(1 - \frac{\Delta\text{CO}_2}{\Delta S}\right)$
			ΔS	ΔO_2	ΔCO_2		
-	d	m	gC/m^3	gO_2/m^3	gCO_2/m^3	gC/m^3	gC/gC
1	2	3	4	5	6	7	8
22.11. 1999. złoże A	133,15	0,25	0,25	0,4	0,288	0,078	0,686
		0,50	0,40	0,5	0,436	0,119	0,703
		0,75	0,50	0,5	0,564	0,154	0,692
		1,00	0,56	0,6	0,616	0,168	0,700
29.11. złoże A	139,96	0,25	0,27	0,4	0,338	0,092	0,659
		0,50	0,42	0,6	0,495	0,135	0,679
		0,75	0,52	0,7	0,600	0,164	0,685
		1,00	0,62	0,7	0,657	0,179	0,711
6.12. złoże A	146,83	0,25	0,24	0,6	0,262	0,071	0,702
		0,50	0,36	1,0	0,358	0,098	0,729
		0,75	0,44	1,1	0,500	0,136	0,690
		1,00	0,49	1,4	0,582	0,161	0,670
13.12.* złoże A	153,67	0,25	0,34	0,7	0,358	0,098	0,713
		0,50	0,58	0,9	0,532	0,145	0,750
		0,75	0,76	1,0	0,700	0,191	0,749
		1,00	0,88	1,2	0,712	0,194	0,779
20.12. złoże A	160,46	0,25	0,33	0,5	0,362	0,099	0,701
		0,50	0,53	0,7	0,544	0,148	0,720
		0,75	0,69	0,8	0,702	0,191	0,722
		1,00	0,79	0,8	0,714	0,195	0,754
28.12. złoże A	168,31	0,25	0,30	0,2	0,344	0,094	0,687
		0,50	0,44	0,3	0,512	0,140	0,683
		0,75	0,53	0,4	0,544	0,148	0,720
		1,00	0,59	0,6	0,552	0,150	0,745
3.01. 2000. złoże A	174,09	0,25	0,37	-	0,386	0,105	0,715
		0,50	0,62	-	0,622	0,170	0,726
		0,75	0,77	-	0,788	0,215	0,721
		1,00	0,88	-	0,842	0,230	0,739
10.01. złoże A	181,03	0,25	0,33	0,7	0,382	0,104	0,684
		0,50	0,49	1,0	0,462	0,126	0,743
		0,75	0,63	1,1	0,642	0,175	0,722
		1,00	0,72	1,1	0,776	0,212	0,706
17.01. złoże A	187,66	0,25	0,28	0,5	0,344	0,094	0,665
		0,50	0,43	0,7	0,482	0,131	0,694
		0,75	0,55	0,9	0,602	0,164	0,701
		1,00	0,62	0,9	0,728	0,198	0,680
19.01. złoże A	189,66	0,25	0,34	-	0,372	0,101	0,702
		0,50	0,54	-	0,596	0,162	0,699
		0,75	0,66	-	0,682	0,186	0,718
		1,00	0,73	-	0,768	0,209	0,713

Tabela 46. cd.

WYZNACZANIE WSPÓŁCZYNNIKA ROZDZIAŁU (syntezy biomasy) $Y_{S/X}$	
Formuła aproksymacji danych: $\Delta CO_2 = tg\alpha \cdot \Delta S$	
Wynik aproksymacji:	$tg\alpha = 0,28694 \pm 0,00364$
	$chi^2 = 3,10652 \cdot 10^{-5}$
	$R = 0,97073$
	$r^2 = 0,94231$
$Y_{S/X} = 1 - tg\alpha = 0,713$	

* - Wyniki z dnia 13.12.1999 uzyskano przy chwilowym skokowym wzroście stężenia RWO w dopływie o ponad 20% w stosunku do wartości średniej w analizowanym okresie.

Tabela 47. Rozdział usuwanego RWO między fazami - stałą (X) i gazową (ΔCO_2), w warunkach *plateau* pracy złoża węgla aktywnego WD-ekstra - TESTY: F2 i F2' - woda bez korekty biogenów.

Data	Czas pracy złoża	Wysokość warstwy	Ubytek RWO	Ubytek tlenu rozpuszczonego	Przyrost dwutlenku węgla		Współczynnik syntezy biomasy
			ΔS	ΔO_2	ΔCO_2		$Y_{s/x} = \left(1 - \frac{\Delta \text{CO}_2}{\Delta S}\right)$
-	d	m	gC/m ³	gO ₂ /m ³	gCO ₂ /m ³	gC/m ³	gC/gC
1	2	3	4	5	6	7	8
25.10.1999. złóże A	105,7	0,25	0,25	0,1	0,328	0,089	0,642
		0,50	0,43	0,1	0,440	0,120	0,721
		0,75	0,50	0,3	0,462	0,126	0,748
		1,00	0,54	0,4	0,484	0,132	0,756
25.10. złóże B	105,7	0,25	0,21	0,3	0,328	0,089	0,574
		0,50	0,28	0,4	0,440	0,120	0,571
		0,75	0,41	0,5	0,462	0,126	0,693
		1,00	0,62	0,5	0,484	0,132	0,787
8.11. złóże A	119,48	0,25	0,25	0,2	0,328	0,089	0,642
		0,50	0,41	0,3	0,490	0,134	0,674
		0,75	0,50	0,3	0,612	0,167	0,666
		1,00	0,59	0,5	0,657	0,179	0,696
8.11. złóże B	119,48	0,25	0,20	0,2	0,300	0,082	0,591
		0,50	0,37	0,4	0,500	0,136	0,631
		0,75	0,43	0,6	0,612	0,167	0,612
		1,00	0,50	0,7	0,657	0,179	0,642
22.11. złóże B	133,15	0,25	0,20	0,4	0,242	0,066	0,670
		0,50	0,30	0,5	0,300	0,082	0,727
		0,75	0,38	0,5	0,412	0,112	0,704
		1,00	0,43	0,6	0,458	0,125	0,710
29.11. złóże B	139,96	0,25	0,24	0,3	0,308	0,084	0,650
		0,50	0,37	0,4	0,452	0,123	0,667
		0,75	0,44	0,5	0,496	0,135	0,693
		1,00	0,52	0,5	0,512	0,140	0,732
6.12. złóże B	146,83	0,25	0,18	0,2	0,230	0,063	0,652
		0,50	0,31	0,4	0,342	0,093	0,699
		0,75	0,42	0,5	0,482	0,131	0,687
		1,00	0,43	0,6	0,512	0,140	0,675
13.12.* złóże B	153,67	0,25	0,29	0,6	0,312	0,085	0,706
		0,50	0,50	0,9	0,488	0,133	0,734
		0,75	0,66	1,1	0,600	0,164	0,752
		1,00	0,76	1,2	0,664	0,181	0,762
20.12. złóże B	160,46	0,25	0,22	0,3	0,282	0,077	0,650
		0,50	0,38	0,5	0,396	0,108	0,716
		0,75	0,52	0,6	0,524	0,143	0,725
		1,00	0,61	0,6	0,664	0,181	0,703
28.12. złóże B	168,31	0,25	0,20	0,2	0,244	0,067	0,667
		0,50	0,32	0,3	0,352	0,096	0,700
		0,75	0,40	0,5	0,432	0,118	0,705
		1,00	0,45	0,5	0,512	0,142	0,684

Tabela 47. c.d.

1	2	3	4	5	6	7	8
03.01. 2000.	174,09	0,25	0,28	-	0,296	0,081	0,711
		0,50	0,55	-	0,582	0,159	0,711
		0,75	0,71	-	0,682	0,186	0,738
		1,00	0,83	-	0,712	0,194	0,766
10.01.	181,03	0,25	0,22	0,5	0,242	0,066	0,700
		0,50	0,44	0,8	0,506	0,138	0,686
		0,75	0,54	1,2	0,572	0,156	0,711
		1,00	0,64	1,5	0,648	0,177	0,723
17.01.	187,66	0,25	0,20	0,6	0,232	0,063	0,684
		0,50	0,36	0,8	0,304	0,083	0,770
		0,75	0,45	1,0	0,486	0,132	0,705
		1,00	0,54	1,0	0,582	0,159	0,706
19.01.	189,68	0,25	0,27	-	0,282	0,077	0,715
		0,50	0,45	-	0,418	0,114	0,747
		0,75	0,56	-	0,508	0,138	0,752
		1,00	0,57	-	0,602	0,164	0,712

WYZNACZANIE WSPÓŁCZYNNIKA ROZDZIAŁU (syntezy biomasy) $Y_{S/X}$

Formuła aproksymacji danych: $\Delta CO_2 = tg\alpha \cdot \Delta S$

Wynik aproksymacji:

$tg\alpha = 0,28955 \pm 0,00574$

$chi^2 = 6,36234 \cdot 10^{-5}$

$R = 0,89136$

$r^2 = 0,79454$

$Y_{S/X} = 1 - tg\alpha = 0,71$

* - Wyniki z dnia 13.12.1999 uzyskano przy chwilowym skokowym wzroście stężenia RWO w dopływie o ponad 20% w stosunku do wartości średniej w analizowanym okresie.

Tabela 48. Bilans form węgla organicznego i produktu jego utleniania (CO₂) w fazie *plateau* pracy kolumn węgla aktywnego WD-ekstra.

Parametr	Data	Czas pracy	Objętość przefiltro- wana	Miejsce poboru									
				Woda surowa	Filtrat	Złoże świeżego WD-ekstra o wysokości [m]				Złoże wstępnie wysyconego WD-ekstra o wysokości [m]			
						0,25	0,50	0,75	1,00	0,25	0,50	0,75	1,00
	-	d	m ³	gC/m ³									
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
RWO OWO C _{zaw.} ΔCO ₂ Σ(OWO+C _{zaw} +ΔCO ₂)	25.10. 1999.	105,70	10,65	3,82	3,71	3,46	3,28	3,21	3,17	3,50	3,43	3,30	3,09
				4,04	3,71	3,54	3,40	3,36	3,29	3,58	3,49	3,39	3,29
				-	0,00	0,08	0,10	0,10	0,13	0,06	0,08	0,12	0,15
				-	0,00	0,09	0,12	0,13	0,13	0,09	0,12	0,13	0,13
				4,04	3,71	3,71	3,62	3,59	3,55	3,73	3,69	3,64	3,57
RWO OWO C _{zaw.} ΔCO ₂ Σ(OWO+C _{zaw} +ΔCO ₂)	08.11.	119,48	12,04	3,76	3,55	3,30	3,14	3,05	2,96	3,35	3,18	3,12	3,05
				3,88	3,56	3,37	3,30	3,20	3,11	3,40	3,29	3,21	3,18
				-	0,00	0,07	0,17	0,15	0,16	0,06	0,10	0,13	0,12
				-	0,00	0,09	0,13	0,17	0,18	0,08	0,14	0,17	0,18
				3,88	3,56	3,53	3,60	3,47	3,45	3,54	3,53	3,51	3,48
RWO OWO C _{zaw.} ΔCO ₂ Σ(OWO+C _{zaw} +ΔCO ₂)	22.11.	133,15	13,42	3,69	3,41	3,16	3,01	2,91	2,85	3,21	3,11	3,03	2,98
				3,77	3,40	3,20	3,10	3,04	3,00	3,25	3,20	3,10	3,10
				-	0,00	0,06	0,10	0,12	0,14	0,05	0,08	0,10	0,12
				-	0,00	0,08	0,12	0,15	0,17	0,08	0,12	0,14	0,14
				3,77	3,40	3,34	3,32	3,31	3,31	3,38	3,40	3,34	3,36
RWO OWO C _{zaw.} ΔCO ₂ Σ(OWO+C _{zaw} +ΔCO ₂)	06.12.	146,83	14,80	3,50	3,36	3,12	3,00	2,92	2,87	3,18	3,05	2,94	2,93
				3,72	3,36	3,17	3,10	3,02	3,02	3,23	3,11	3,04	3,03
				-	0,00	0,06	0,10	0,12	0,13	0,05	0,08	0,12	0,13
				-	0,00	0,07	0,10	0,14	0,16	0,06	0,09	0,13	0,14
				3,72	3,36	3,30	3,30	3,28	3,31	3,34	3,28	3,29	3,30

Tabela 48. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
RWO	20.12.	164,46	15,75	3,74	3,45	3,12	2,92	2,76	2,66	3,23	3,07	2,93	2,84
OWO				3,92	3,50	3,20	3,04	2,96	2,86	3,30	3,16	3,06	3,00
$C_{zaw.}$				-	0,00	0,10	0,14	0,20	0,22	0,06	0,11	0,14	0,18
ΔCO_2				-	0,00	0,10	0,15	0,19	0,20	0,08	0,11	0,14	0,18
$\Sigma(OWO+C_{zaw.}+\Delta CO_2)$				3,92	3,50	3,40	3,33	3,35	3,28	3,44	3,38	3,34	3,36
RWO	28.12.	168,31	16,28	3,34	3,30	3,00	2,86	2,77	2,71	3,10	2,98	2,90	2,85
OWO				3,90	3,36	3,10	3,00	2,90	2,89	3,15	3,06	3,00	2,90
$C_{zaw.}$				-	0,00	0,08	0,13	0,15	0,17	0,06	0,09	0,12	0,13
ΔCO_2				-	0,00	0,09	0,14	0,15	0,15	0,07	0,10	0,12	0,14
$\Sigma(OWO+C_{zaw.}+\Delta CO_2)$				3,90	3,36	3,27	3,27	3,20	3,21	3,28	3,25	3,24	3,17
RWO	10.01. 2000.	181,03	16,74	3,75	3,44	3,11	2,95	2,81	2,72	3,22	3,00	2,90	2,80
OWO				4,44	3,44	3,20	3,10	3,00	2,90	3,30	3,10	3,05	3,00
$C_{zaw.}$				-	0,00	0,10	0,15	0,19	0,20	0,06	0,13	0,15	0,18
ΔCO_2				-	0,00	0,10	0,13	0,18	0,21	0,07	0,14	0,16	0,18
$\Sigma(OWO+C_{zaw.}+\Delta CO_2)$				4,44	3,44	3,40	3,38	3,37	3,31	3,43	3,37	3,36	3,36
RWO	17.01.	187,66	16,96	3,90	3,53	3,25	3,10	2,98	2,91	3,33	3,17	3,08	2,99
OWO				4,07	3,55	3,34	3,23	3,14	3,10	3,40	3,28	3,20	3,13
$C_{zaw.}$				-	0,00	0,08	0,13	0,17	0,17	0,06	0,10	0,14	0,16
ΔCO_2				-	0,00	0,09	0,13	0,16	0,20	0,06	0,08	0,13	0,16
$\Sigma(OWO+C_{zaw.}+\Delta CO_2)$				4,07	3,55	3,51	3,49	3,47	3,47	3,52	3,46	3,47	3,45

$C_{zaw.}$ - stężenie węgla organicznego wynikające z ładunku ZWO usuwanego ze złóż GWA podczas samoczynnych wypływów zawiesin.

Tabela 49. Szacowanie stężenia biomasy oraz symulacja wartości parametrów „q_{max}” i „K_S” w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą z korektą biogenów - TEST F2' - przy:
 prędkości filtracji v_f = 6 m/h,
 średnim stężeniu RWO w dopływie - S₀ = 3,39 gC/m³,
 stężeniu frakcji biodegradowalnej w dopływie - S₀^{BRWO} = 0,88 gC/m³,
 średniej temperaturze dopływu - ~ T = 12,6 °C (T_{min} = 11,7 °C, T_{max} = 13,6 °C).

Wysokość warstwy	Średnia zmiana stężenia RWO w warunkach plateau	Wartość współczynnika	Wskaźnik zawartości biomasy	Stężenie biomasy odniesione do objętości złoża	Czas kontaktu ze złożem	Stężenie frakcji usuwalnej w fazie „plateau”		Właściwa szybkość usuwania substratu	WYNIK SYMULACJI
						w dopływie	w odpływie		
h	$\overline{\Delta S}$	$A = \frac{\overline{\Delta S}}{X_v}$ dla odpowiedniej warstwy	$X_v = \frac{\overline{\Delta S}}{A}$	$X = \frac{X_v}{V_w \cdot n}$	$t_k = \frac{h}{24 \cdot v_f}$	S ₀ ^{BRWO}	$S_e^{BRWO} = S_0^{BRWO} - \overline{\Delta S}$	$q_s = \frac{\overline{\Delta S}}{X \cdot t_k}$	
m	gC/m ³	m ⁻³	gC	gC/m ³	d	gC/m ³	gC/m ³	d ⁻¹	-
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0,25	0,253	4,19314	0,060337	341,466	0,00174	0,88	0,627	0,4268	chi ² = 1,5275·10 ⁻⁵ R = 0,99957 r ² = 0,99915 q _{max} = 0,50801 ± 0,02054 K _S = 0,12667 ± 0,02283
0,50	0,393	3,92749	0,100064	283,147	0,00347		0,487	0,3997	
0,75	0,487	3,71005	0,131265	247,623	0,00521		0,393	0,3776	
1,00	0,557	3,64353	0,152874	216,290	0,00694		0,323	0,3708	

V_w - objętość warstwy, V_w = 0,0001767 m³
 n - liczba warstw, n = h/0,25

Tabela 50. Szacowanie stężenia biomasy oraz symulacja wartości parametrów „q_{max}” i „K_s” w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów - TEST F2' - przy:
 prędkości filtracji v_f = 6 m/h,
 średnim stężeniu RWO w dopływie - S₀ = 3,39 gC/m³,
 stężeniu frakcji biodegradowalnej w dopływie - S₀^{BRWO} = 0,82 gC/m³,
 przeciętnej temperaturze dopływu - ~ T = 12,3 °C (T_{min} = 11,3 °C, T_{max} = 13,5 °C).

Wysokość warstwy h	Średnia zmiana stężenia RWO w warunkach plateau $\overline{\Delta S}$	Wartość współczynnika $A = \frac{\overline{\Delta S}}{X_v}$ dla odpowiedniej warstwy	Wskaźnik zawartości biomasy $X_v = \frac{\overline{\Delta S}}{A}$	Stężenie biomasy odniesione do objętości złoża $X = \frac{X_v}{V_w \cdot n}$	Czas kontaktu ze złożem $t_k = \frac{h}{24 \cdot v_f}$	Stężenie frakcji usuwalnej w fazie „plateau”		Właściwa szybkość usuwania substratu $q_s = \frac{\overline{\Delta S}}{X \cdot t_k}$	WYNIK SYMULACJI
						w dopływie S ₀ ^{BRWO}	w odpływie S _e ^{BRWO} = S ₀ ^{BRWO} - $\overline{\Delta S}$		
m	gC/m ³	m ⁻³	gC	gC/m ³	d	gC/m ³	gC/m ³	d ⁻¹	-
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0,25	0,207	4,46097	0,046402	262,606	0,00174	0,82	0,613	0,4540	chi ² = 7,8586·10 ⁻⁶ R = 0,99982 r ² = 0,99964 q _{max} = 0,56517 ± 0,01833 K _s = 0,15489 ± 0,02039
0,50	0,327	4,16667	0,0784799	222,071	0,00347		0,493	0,4241	
0,75	0,410	4,05891	0,101012	190,553	0,00521		0,410	0,4131	
1,00	0,460	3,88524	0,118397	167,511	0,00694		0,360	0,3954	

V_w - objętość warstwy, V_w = 0,0001767 m³
 n - liczba warstw, n = h/0,25

Tabela 51. Szacowanie stężenia biomasy oraz symulacja wartości parametrów „q_{max}” i „K_s” w złożu węgla aktywnego WD-ekstra zasilanego wodą bez korekty biogenów - TEST F2 - przy:
 prędkości filtracji v_f = 6 m/h,
 średnim stężeniu RWO w dopływie - S₀ = 3,8 gC/m³,
 stężeniu frakcji biodegradowalnej w dopływie - S₀^{BRWO} = 0,92¹⁾ gC/m³,
 przeciętnej temperaturze dopływu - ~ 18 °C,
 przeciętnej temperaturze wody w złożu ~ 19 °C.

Wysokość warstwy	Względna zmiana stężenia RWO w warunkach plateau S _e /S ₀	Średnia zmiana stężenia RWO w warstwie ΔS = (1-S _e /S ₀)·S ₀	Stężenie biomasy odniesione do objętości złoża przy:		Czas kontaktu ze złożem t _k = $\frac{h}{24 \cdot v_f}$	Stężenie frakcji usuwalnej w fazie „plateau”		Właściwa szybkość usuwania substratu q _s = $\frac{\Delta S}{X \cdot t_k}$	WYNIK SYMULACJI
			S ₀ ^{BRWO} =0,82 gC/m ³	S ₀ ^{BRWO} =0,92 gC/m ³ X(0,92) = $\frac{0,92}{0,82} \cdot X(0,82)$ ²⁾		w dopływie S ₀ ^{BRWO}	w odpływie S _e ^{BRWO} = S ₀ ^{BRWO} - ΔS		
h									
m	-	gC/m ³	gC/m ³	gC/m ³	d	gC/m ³	gC/m ³	d ⁻¹	-
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0,25	0,921	0,300	262,606	294,631	0,00174	0,92	0,620	0,5865	chi ² = 2,8594·10 ⁻⁵ R = 0,99907 r ² = 0,99814 q _{max} = 0,63661 ± 0,02313 K _s = 0,04028 ± 0,01347
0,50	0,865	0,513	222,071	249,153	0,00347		0,407	0,5930	
0,75	0,834	0,631	190,553	213,791	0,00521		0,289	0,5667	
1,00	0,818	0,692	167,511	187,939	0,00694		0,228	0,5306	

1) - Założono, iż wartość frakcji biodegradowalnej zmienia się proporcjonalnie do zmian RWO

2) - Formuła jest prawdziwa przy małych zmianach frakcji BRWO

Tabela 53. Proporcje biodegradowalnego węgla organicznego do mineralnych form azotu i fosforu w wodzie zasilającej oraz na kolejnych etapach filtracji przez złoża granulowanych węgli aktywnych w fazie *plateau* - TESTY: F2 i F2'.

Parametr Miejsce poboru	Data	Czas pracy	Objętość przefiltrowana	BRWO (C)	Związki azotu dostępne dla biomasy $\Sigma N = N_{NO_3^-} + N_{NH_4^+}$ (N)	Fosforany PO_4^{3-} (P)	C : N : P
Jednostka	-	d	m ³	gC/m ³	gN/m ³	gP/m ³	-
1	2	3	4	5	6	7	8
TEST F2, $v_f = 6 \text{ m/h}$							
Filtrat	25.10.	105,7	10,65	0,90	0,32	0,013	100 : 35,55 : 1,44
A ₂₅				0,65	0,22	0,011	100 : 33,85 : 1,69
A ₅₀				0,47	0,21	0,010	100 : 44,68 : 2,13
A ₇₅				0,40	0,17	0,008	100 : 42,50 : 2,00
A ₁₀₀				0,36	0,17	0,007	100 : 47,22 : 1,94
B ₂₅				0,69	0,22	0,012	100 : 31,88 : 1,74
B ₅₀				0,62	0,18	0,010	100 : 29,03 : 1,61
B ₇₅				0,49	0,15	0,007	100 : 30,61 : 1,43
B ₁₀₀				0,28	0,11	0,006	100 : 39,28 : 2,14
Filtrat	08.11.	119,48	12,04	0,86	0,31	0,018	100 : 36,05 : 2,09
A ₂₅				0,61	0,24	0,012	100 : 39,34 : 1,97
A ₅₀				0,45	0,15	0,009	100 : 33,33 : 2,00
A ₇₅				0,36	0,13	0,007	100 : 36,11 : 1,94
A ₁₀₀				0,27	0,14	0,005	100 : 51,85 : 1,85
B ₂₅				0,66	0,24	0,012	100 : 36,36 : 1,82
B ₅₀				0,49	0,17	0,008	100 : 34,69 : 1,63
B ₇₅				0,43	0,15	0,006	100 : 34,88 : 1,39
B ₁₀₀				0,36	0,15	0,004	100 : 41,67 : 1,11
TEST F2', dawkowanie pożywki (NH ₄ NO ₃ i KH ₂ PO ₄) w złożu A, $v_f = 6 \text{ m/h}$							
Filtrat A	22.11.	133,15	13,42	0,88	0,44	0,047	100 : 50,00 : 5,34
A ₂₅				0,63	0,407	0,040	100 : 64,60 : 1,26
A ₅₀				0,48	0,277	0,020	100 : 57,71 : 4,17
A ₇₅				0,38	0,372	0,013	100 : 97,89 : 3,42
A ₁₀₀				0,32	0,350	0,010	100 : 109,37 : 3,12
Filtrat B				0,82	0,37	0,017	100 : 45,12 : 2,07
B ₂₅				0,62	0,350	0,013	100 : 56,45 : 2,09
B ₅₀				0,52	0,344	0,007	100 : 84,61 : 1,35
B ₇₅				0,44	0,350	0,007	100 : 79,54 : 1,59
B ₁₀₀	0,39	0,303	0,007	100 : 77,69 : 1,79			
Filtrat A	29.11.	139,96	14,11	0,86	0,65	0,047	100 : 75,58 : 5,46
A ₂₅				0,59	0,56	0,045	100 : 94,91 : 7,63
A ₅₀				0,44	0,53	0,043	100 : 120,45 : 9,77
A ₇₅				0,34	0,52	0,043	100 : 152,94 : 12,65
A ₁₀₀				0,24	0,47	0,033	100 : 195,83 : 13,75
Filtrat B				0,80	0,41	0,020	100 : 51,25 : 2,50
B ₂₅				0,56	0,39	0,020	100 : 69,64 : 3,57
B ₅₀				0,43	0,37	0,010	100 : 86,05 : 2,32
B ₇₅				0,36	0,34	0,010	100 : 94,44 : 2,78
B ₁₀₀	0,28	0,30	0,007	100 : 107,14 : 2,50			

Tabela 53. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
Filtrat A	06.12.	146,83	14,80	0,87	0,70	0,053	100 : 80,46 : 6,09
A ₂₅				0,63	0,64	0,053	100 : 101,59 : 8,41
A ₅₀				0,51	0,62	0,040	100 : 121,57 : 7,84
A ₇₅				0,43	0,54	0,040	100 : 125,58 : 9,30
A ₁₀₀				0,38	0,54	0,033	100 : 142,10 : 8,68
Filtrat B				0,81	0,44	0,010	100 : 54,32 : 1,23
B ₂₅				0,63	0,38	0,013	100 : 60,32 : 2,06
B ₅₀				0,50	0,42	0,010	100 : 84,00 : 2,00
B ₇₅				0,39	0,38	0,010	100 : 97,43 : 2,56
B ₁₀₀				0,38	0,37	0,007	100 : 97,37 : 1,84
TEST F2', dawkowanie pożywki (NH ₄ NO ₃ i KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _f = 4 m/h							
Filtrat A	13.12.	153,67	15,3	1,09	0,63	0,040	100 : 57,80 : 3,67
A ₂₅				0,75	0,59	0,040	100 : 78,67 : 5,33
A ₅₀				0,51	0,50	0,033	100 : 98,04 : 6,47
A ₇₅				0,33	0,50	0,030	100 : 151,51 : 9,09
A ₁₀₀				0,21	0,48	0,027	100 : 228,57 : 12,86
Filtrat B				1,01	0,54	0,013	100 : 53,46 : 1,29
B ₂₅				0,72	0,51	0,010	100 : 70,83 : 1,39
B ₅₀				0,51	0,47	0,010	100 : 92,16 : 1,96
B ₇₅				0,35	0,45	0,010	100 : 128,57 : 2,86
B ₁₀₀				0,25	0,44	0,003	100 : 176,00 : 1,20
TEST F2', dawkowanie pożywki (KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _f = 4 m/h							
Filtrat A	20.12.	160,46	15,75	0,89	0,43	0,047	100 : 48,31 : 5,28
A ₂₅				0,56	0,42	0,040	100 : 75,00 : 7,14
A ₅₀				0,36	0,40	0,037	100 : 111,11 : 10,28
A ₇₅				0,20	0,39	0,037	100 : 195,00 : 18,50
A ₁₀₀				0,10	0,38	0,030	100 : 380,00 : 30,00
Filtrat B				0,83	0,42	0,012	100 : 50,60 : 1,44
B ₂₅				0,61	0,40	0,010	100 : 65,57 : 1,64
B ₅₀				0,45	0,42	0,010	100 : 93,33 : 2,22
B ₇₅				0,31	0,40	0,007	100 : 129,03 : 2,26
B ₁₀₀				0,22	0,39	0,003	100 : 177,27 : 1,36
Filtrat A				28.12.	168,31	16,28	0,86
A ₂₅	0,56	0,44	0,037				100 : 78,57 : 6,61
A ₅₀	0,42	0,42	0,033				100 : 100,00 : 7,86
A ₇₅	0,33	0,44	0,030				100 : 133,33 : 9,09
A ₁₀₀	0,27	0,39	0,030				100 : 144,44 : 11,11
Filtrat B	0,80	0,44	0,013				100 : 55,00 : 1,62
B ₂₅	0,60	0,43	0,010				100 : 71,67 : 1,67
B ₅₀	0,48	0,41	0,007				100 : 85,42 : 1,46
B ₇₅	0,40	0,41	0,007				100 : 102,50 : 1,25
B ₁₀₀	0,35	0,41	0,003				100 : 117,14 : 0,86

Tabela 53. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
TEST F2', dawkovanie pożywki (KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _f = 2 m/h							
Filtrat A	03.01. 2000	174,09	16,50	0,88	0,47	0,020	100 : 53,41 : 2,27
A ₂₅				0,51	-	-	
A ₅₀				0,26	-	-	
A ₇₅				0,11	-	-	
A ₁₀₀				0,00	-	-	
Filtrat B				0,81	0,48	0,007	100 : 59,26 : 0,21
B ₂₅				0,53	-	-	
B ₅₀				0,26	-	-	
B ₇₅				0,10	-	-	
B ₁₀₀				-0,02	-	-	
Filtrat A	10.01.	181,03	16,74	0,89	0,74	0,047	100 : 83,15 : 5,28
A ₂₅				0,56	0,55	0,043	100 : 98,21 : 7,68
A ₅₀				0,40	0,47	0,043	100 : 117,50 : 10,75
A ₇₅				0,26	0,47	0,040	100 : 180,76 : 15,38
A ₁₀₀				0,17	0,47	0,033	100 : 276,47 : 19,41
Filtrat B				0,83	0,80	0,010	100 : 96,38 : 12,05
B ₂₅				0,61	0,77	0,003	100 : 126,23 : 0,49
B ₅₀				0,39	0,51	0,003	100 : 130,77 : 0,77
B ₇₅				0,29	0,46	0,003	100 : 158,62 : 1,03
B ₁₀₀				0,19	0,48	0,003	100 : 252,63 : 1,58
Filtrat A	17.01.	187,66	16,96	0,92	0,53	0,050	100 : 57,61 : 5,44
A ₂₅				0,64	0,50	0,047	100 : 78,12 : 7,34
A ₅₀				0,49	0,47	0,042	100 : 95,92 : 8,57
A ₇₅				0,37	0,48	0,040	100 : 129,73 : 10,81
A ₁₀₀				0,30	0,45	0,033	100 : 150,00 : 11,00
Filtrat B				0,85	0,51	0,020	100 : 60,00 : 2,35
B ₂₅				0,65	0,50	0,020	100 : 76,92 : 3,08
B ₅₀				0,49	0,48	0,007	100 : 97,96 : 1,43
B ₇₅				0,40	0,48	0,007	100 : 120,00 : 1,75
B ₁₀₀				0,31	0,46	0,007	100 : 148,39 : 2,26
Filtrat A	24.01.	194,42	17,19	0,97	0,57	0,047	100 : 58,76 : 4,84
A ₂₅							
A ₅₀							
A ₇₅							
A ₁₀₀							
Filtrat B							
B ₂₅							
B ₅₀							
B ₇₅							
B ₁₀₀							

Tabela 53. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
Woda surowa Filtrat A	25.01.	195,50	17,22				
A ₂₅ A ₅₀ A ₇₅ A ₁₀₀							
Filtrat B				0,89	0,62	0,003	100 : 69,66 : 0,34
B ₂₅ B ₅₀ B ₇₅ B ₁₀₀							

A₂₅ - pobór na wysokości 25 cm złoża świeżego węgla WD-ekstra,

B₇₅ - pobór na wysokości 75 cm złoża wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra,

Filtrat A - woda zasilająca po korekcie biogenów,

Filtrat, filtrat B - woda zasilająca bez korekty biogenów.

Tabela 54. Zmiany stężeń związków azotu i fosforu podczas filtracji przez złożę piaskowe oraz w kontakcie ze złożami granulowanych węgla aktywnych WD-ekstra (świeżego i wstępnie nasyczonego) - TESTY: F2 i F2'.

Parametr Miejsce poboru	Data	Czas pracy	Objętość przefiltrowana	Azot amonowy	Azot azotynowy	Azot azotanowy	Azot Kjeldahla	Azot organiczny	Fosfor ogólny	Fosforany	Fosfor organiczny
Jednostka		d	m ³	gN _{NH4} ⁺ /m ³	gN _{NO2} ⁻ /m ³	gN _{NO3} ⁻ /m ³	gN/m ³	gN/m ³	gP/m ³	gP/m ³	gP/m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
TEST F2, v _f = 6 m/h											
Woda surowa	06.07. 1999.	0,06	0,006	0,17	0,013	0,24	1,08	0,91	0,217	0,110	0,107
Filtrat				0,03	< 0,001	0,36	1,08	1,05	0,157	0,013	0,144
A ₂₅				śl.	0,003	0,28	-	-	0,210	0,020	0,190
A ₅₀				śl.	0,002	0,16	0,88	0,88	0,430	0,017	0,413
A ₇₅				śl.	0,002	0,08	-	-	0,133	0,017	0,116
A ₁₀₀				śl.	0,002	śl.	0,72	0,72	0,500	0,017	0,483
B ₂₅				śl.	0,004	0,32	-	-	0,270	0,017	0,253
B ₅₀				śl.	0,006	0,36	1,08	1,08	0,147	0,010	0,137
B ₇₅				śl.	0,013	0,28	-	-	0,150	0,013	0,137
B ₁₀₀				śl.	0,022	0,36	1,08	1,08	0,387	0,010	0,377
Woda surowa	13.07.	6,70	0,676	0,22	0,013	0,24	1,12	0,90	0,213	0,167	0,046
Filtrat				0,03	śl.	0,32	0,56	0,53	0,087	0,013	0,074
A ₂₅				śl.	śl.	0,32	-	-	0,08	0,010	0,070
A ₅₀				śl.	śl.	0,28	0,44	0,44	0,07	0,010	0,060
A ₇₅				śl.	śl.	0,24	-	-	0,07	0,013	0,057
A ₁₀₀				śl.	śl.	0,28	0,36	0,36	0,06	0,013	0,047
B ₂₅				0,03	śl.	0,20	-	-	0,053	0,007	0,046
B ₅₀				śl.	śl.	0,16	0,54	0,54	0,053	0,007	0,046
B ₇₅				śl.	śl.	0,12	-	-	0,033	0,007	0,026
B ₁₀₀				śl.	śl.	0,12	0,54	0,54	0,037	0,007	0,030

Tabela 54. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Woda surowa	20.07.	13,15	1,325	0,17	0,013	0,24	1,84	1,67	0,21	0,160	0,050
Filtrat				0,02	śl.	0,88	1,12	1,00	0,07	0,008	0,063
A ₂₅				śl.	śl.	0,36	-	-	-	0,007	-
A ₅₀				śl.	śl.	0,32	0,68	0,68	0,05	0,007	0,043
A ₇₅				śl.	śl.	0,28	-	-	-	0,006	-
A ₁₀₀				śl.	śl.	0,32	0,72	0,72	0,047	0,006	0,041
B ₂₅				śl.	śl.	0,60	-	-	-	0,007	-
B ₅₀				śl.	śl.	0,32	0,72	0,72	0,04	0,005	0,035
B ₇₅	27.07.	20,0	2,021	śl.	śl.	0,72	-	-	-	0,006	-
B ₁₀₀				śl.	śl.	0,32	0,88	0,88	0,04	0,005	0,035
Woda surowa				0,18	-	0,24	-	-	-	0,217	-
Filtrat				0,02	-	0,38	-	-	-	0,010	-
A ₂₅				śl.	-	0,34	-	-	-	0,005	-
A ₅₀				śl.	-	0,28	-	-	-	0,005	-
A ₇₅				śl.	-	0,28	-	-	-	0,005	-
A ₁₀₀				śl.	-	0,30	-	-	-	0,005	-
B ₂₅	25.10	105,7	10,65	0,02	-	0,34	-	-	-	0,005	-
B ₅₀				0,02	-	0,32	-	-	-	0,005	-
B ₇₅				0,02	-	0,32	-	-	-	0,005	-
B ₁₀₀				0,01	-	0,32	-	-	-	0,004	-
Woda surowa				0,16	0,01	0,17	0,96	0,80	0,233	0,156	0,077
Filtrat				0,02	śl.	0,30	0,85	0,83	0,060	0,013	0,047
A ₂₅				0,02	śl.	0,20	-	-	0,051	0,011	0,040
A ₅₀				0,01	śl.	0,20	0,67	0,66	0,050	0,010	0,040
A ₇₅	25.10	105,7	10,65	0,01	śl.	0,16	-	-	0,045	0,008	0,037
A ₁₀₀				0,01	śl.	0,16	0,60	0,59	0,042	0,007	0,035
B ₂₅				0,02	śl.	0,20	-	-	0,052	0,012	0,040
B ₅₀				0,01	śl.	0,17	0,72	0,71	0,048	0,010	0,038
B ₇₅				0,01	śl.	0,14	-	-	0,043	0,007	0,036
B ₁₀₀				śl.	śl.	0,11	0,60	0,60	0,041	0,006	0,035

Tabela 54. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Woda surowa	8.11.	119,48	12,04	0,18	0,013	0,15	1,25	1,07	0,269	0,210	0,059
Filtrat				0,01	śl.	0,30	0,93	0,92	0,058	0,018	0,040
A ₂₅				0,02	śl.	0,22	-	-	-	0,012	-
A ₅₀				0,01	śl.	0,14	0,78	0,77	0,057	0,009	0,048
A ₇₅				śl.	śl.	0,13	-	-	-	0,007	-
A ₁₀₀				śl.	0,001	0,14	0,70	0,70	0,053	0,005	0,048
B ₂₅				0,02	śl.	0,22	-	-	-	0,012	-
B ₅₀				śl.	0,002	0,17	0,75	0,75	0,050	0,008	0,042
B ₇₅				0,01	śl.	0,14	-	-	-	0,006	-
B ₁₀₀				śl.	śl.	0,15	0,66	0,66	0,035	0,004	0,031
TEST F2', dawkowanie pożywki (NH ₄ NO ₃ i KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _F = 6 m/h											
Woda surowa	22.11.	133,15	13,42	0,15	0,013	0,25	1,4	1,25	0,203	0,190	0,013
Filtrat A				0,02	śl.	0,42	1,2	1,18	0,060	0,047	0,013
A ₂₅				0,007	śl.	0,40	-	-	0,060	0,040	0,020
A ₅₀				0,007	śl.	0,27	1,2	1,19	0,040	0,020	0,020
A ₇₅				0,002	śl.	0,37	-	-	0,027	0,013	0,013
A ₁₀₀				n.w.	śl.	0,35	0,8	0,8	0,027	0,010	0,017
Filtrat B				0,01	śl.	0,36	1,2	1,19	0,033	0,017	0,016
B ₂₅				n.w.	śl.	0,35	-	-	0,033	0,013	0,02
B ₅₀				0,004	śl.	0,34	1,1	1,1	0,027	0,007	0,02
B ₇₅				n.w.	śl.	0,35	-	-	0,027	0,007	0,02
B ₁₀₀				0,003	śl.	0,30	0,9	0,9	0,027	0,007	0,02
Woda surowa	29.11.	139,96	14,11	0,18	0,015	0,23	0,75	0,57	0,187	0,150	0,037
Filtrat A				0,16	0,001	0,49	0,65	0,49	0,077	0,047	0,030
A ₂₅				0,040	0,006	0,52	-	-	0,070	0,045	0,025
A ₅₀				śl.	0,006	0,53	0,37	0,37	0,067	0,043	0,024
A ₇₅				0,010	0,004	0,51	-	-	0,063	0,043	0,020
A ₁₀₀				0,010	0,003	0,46	0,32	0,31	0,047	0,033	0,014
Filtrat B				0,05	śl.	0,36	0,47	0,44	0,046	0,02	0,026
B ₂₅				0,03	śl.	0,36	-	-	0,033	0,020	0,013
B ₅₀				0,02	śl.	0,35	0,37	0,35	0,023	0,010	0,013
B ₇₅				0,02	śl.	0,32	-	-	0,023	0,010	0,013
B ₁₀₀				n.w.	śl.	0,30	0,34	0,34	0,020	0,007	0,013

Tabela 54. cd.

Tablica 54. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Woda surowa	06.12.	146,83	14,8	0,15	-	0,28	0,90	0,75	0,187	0,170	0,017
Filtrat A				0,05	-	0,65	0,75	0,70	0,070	0,053	0,017
A ₂₅				0,02	-	0,62	-	-	0,070	0,053	0,017
A ₅₀				0,01	-	0,61	0,7	0,69	0,053	0,040	0,013
A ₇₅				n.w.	-	0,54	-	-	0,053	0,040	0,013
A ₁₀₀				n.w.	-	0,54	0,7	0,7	0,046	0,033	0,013
Filtrat B				0,01	-	0,43	0,7	0,69	0,027	0,01	0,017
B ₂₅				śl.	-	0,38	-	-	0,030	0,013	0,017
B ₅₀				0,03	-	0,39	0,7	0,67	0,030	0,010	0,020
B ₇₅				n.w.	-	0,38	-	-	0,023	0,010	0,013
B ₁₀₀				0,01	-	0,36	0,7	0,69	0,020	0,007	0,013
TEST F2', dawkowanie pożywki (NH ₄ NO ₃ i KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _f = 4 m/h											
Woda surowa	13.12.	153,67	15,3	0,15	-	0,30	1,3	1,15	0,240	0,223	0,017
Filtrat A				0,08	-	0,55	1,0	0,92	0,057	0,040	0,017
A ₂₅				0,03	-	0,56	-	-	0,053	0,040	0,013
A ₅₀				0,02	-	0,48	0,95	0,93	0,050	0,033	0,017
A ₇₅				0,03	-	0,47	-	-	0,043	0,030	0,013
A ₁₀₀				0,02	-	0,46	0,90	0,88	0,043	0,027	0,016
Filtrat B				0,06	-	0,48	1,0	0,94	0,03	0,013	0,017
B ₂₅				0,05	-	0,46	-	-	0,023	0,010	0,013
B ₅₀				0,05	-	0,42	1,0	0,95	0,023	0,010	0,013
B ₇₅				0,03	-	0,42	-	-	0,023	0,010	0,013
B ₁₀₀				0,02	-	0,42	1,0	0,98	0,020	0,003	0,017
TEST F2', dawkowanie pożywki (KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _f = 4 m/h											
Woda surowa	20.12.	160,46	15,75	0,13	-	0,26	-	-	-	0,203	-
Filtrat A				0,03	-	0,40	-	-	-	0,047	-
A ₂₅				0,03	-	0,39	-	-	-	0,040	-
A ₅₀				śl.	-	0,40	-	-	-	0,037	-
A ₇₅				śl.	-	0,39	-	-	-	0,037	-
A ₁₀₀				0,01	-	0,37	-	-	-	0,030	-
Filtrat B				0,02	-	0,40	-	-	-	0,012	-
B ₂₅				0,02	-	0,38	-	-	-	0,010	-
B ₅₀				0,02	-	0,40	-	-	-	0,010	-
B ₇₅				0,02	-	0,38	-	-	-	0,007	-
B ₁₀₀				0,01	-	0,38	-	-	-	0,003	-

Tabela 54. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Woda surowa	28.12.	168,31	16,28	0,15	-	0,29	-	-	-	0,207	-
Filtrat A				0,02	-	0,42	-	-	-	0,047	-
A ₂₅				0,03	-	0,41	-	-	-	0,037	-
A ₅₀				0,02	-	0,40	-	-	-	0,033	-
A ₇₅				0,02	-	0,42	-	-	-	0,030	-
A ₁₀₀				0,01	-	0,38	-	-	-	0,030	-
Filtrat B				0,02	-	0,42	-	-	-	0,013	-
B ₂₅				0,03	-	0,40	-	-	-	0,010	-
B ₅₀				0,03	-	0,38	-	-	-	0,007	-
B ₇₅				0,03	-	0,38	-	-	-	0,007	-
B ₁₀₀				0,03	-	0,38	-	-	-	0,003	-
TEST F2', dawkowanie pożywki (KH ₂ PO ₄) w złożu A, v _F = 2 m/h											
Woda surowa	03.01. 2000.	174,09	16,50	0,17	-	0,34	-	-	-	0,273	-
Filtrat A				0,03	-	0,44	-	-	-	0,020	-
A ₂₅				-	-	-	-	-	-	-	-
A ₅₀				-	-	-	-	-	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-	-	-	-	-
A ₁₀₀				-	-	-	-	-	-	-	-
Filtrat B				0,02	-	0,46	-	-	-	0,007	-
B ₂₅				-	-	-	-	-	-	-	-
B ₅₀				-	-	-	-	-	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-	-	-	-	-
B ₁₀₀				-	-	-	-	-	-	-	-
Woda surowa				10.01.	181,03	16,74	0,23	-	0,50	1,5	1,27
Filtrat A	0,04	-	0,70				1,2	1,16	0,087	0,047	0,04
A ₂₅	0,01	-	0,54				-	-	0,063	0,043	0,020
A ₅₀	0,01	-	0,46				1,1	1,09	0,073	0,043	0,030
A ₇₅	0,02	-	0,45				-	-	0,063	0,040	0,023
A ₁₀₀	0,02	-	0,45				1,1	1,08	0,067	0,033	0,034
Filtrat B	0,01	-	0,79				1,2	1,19	0,05	0,01	0,04
B ₂₅	0,03	-	0,74				-	-	0,040	0,003	0,037
B ₅₀	0,02	-	0,49				1,2	1,18	0,033	0,003	0,030
B ₇₅	0,01	-	0,45				-	-	0,047	0,003	0,044
B ₁₀₀	0,01	-	0,47				1,1	1,09	0,033	0,003	0,030

Tabela 54. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Woda surowa	17.01.	187,66	16,96	0,13	-	0,38	1,5	1,37	0,250	0,217	0,033
Filtrat A				0,04	-	0,49	1,3	1,26	0,073	0,050	0,023
A ₂₅				0,03	-	0,47	-	-	0,070	0,047	0,023
A ₅₀				0,02	-	0,45	1,3	1,28	0,070	0,042	0,028
A ₇₅				0,02	-	0,46	-	-	0,067	0,040	0,027
A ₁₀₀				0,02	-	0,43	1,2	1,18	0,053	0,033	0,020
Filtrat B				0,03	-	0,48	1,3	1,27	0,044	0,02	0,024
B ₂₅				0,03	-	0,47	-	-	0,035	0,020	0,015
B ₅₀				0,03	-	0,45	1,3	1,27	0,031	0,007	0,024
B ₇₅				0,03	-	0,45	-	-	0,030	0,007	0,023
B ₁₀₀				0,02	-	0,44	1,2	1,18	0,030	0,007	0,023
Woda surowa	24.01.	194,42	17,19	-	-	-	-	-	-	-	-
Filtrat A				0,04	-	0,53	1,2	1,16	0,067	0,047	0,02
A ₂₅											
A ₅₀											
A ₇₅											
A ₁₀₀											
Filtrat B				-	-	-	-	-	-	-	-
B ₂₅											
B ₅₀											
B ₇₅											
B ₁₀₀											
Woda surowa	25.01.	195,50	17,22	-	-	-	-	-	-	-	-
Filtrat A				-	-	-	-	-	-	-	-
A ₂₅											
A ₅₀											
A ₇₅											
A ₁₀₀											
Filtrat B				0,07	-	0,55	1,3	1,23	0,037	0,003	0,034
B ₂₅											
B ₅₀											
B ₇₅											
B ₁₀₀											

A₂₅ - pobór na wysokości 25 cm złoża świeżego węgla WD-ekstra, B₇₅ - pobór na wysokości 75 cm złoża wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra,
 Filtrat A - woda zasilająca po korekcie biogenów, Filtrat, Filtrat B - woda zasilająca bez korekty biogenów.

Tabela 55. Związek między usuwaniem RWO a wiązaniem mineralnych form azotu i fosforu w strukturach wypełniających przestrzeń międzyziarnowe złoża węgla WD-ekstra w fazie *plateau* - woda po korekcie biogenów - TEST F2'.

Data	Czas pracy złoża	Wysokość warstwy	Ubytek RWO ΔS	Ubytek azotu $\Delta \Sigma N$	Ubytek fosforanów ΔPO_4^{-3}	$\frac{\Delta \Sigma N}{\Delta S}$	$\frac{\Delta PO_4^{-3}}{\Delta S}$
-	d	m	gC/m ³	gN/m ³	gP/m ³	gN/gC	gP/gC
1	2	3	4	5	6	7	8
22.11. 1999.	133,15	0,25	0,25	0,033	0,007	0,132	0,028
		0,50	0,40	0,163	0,027	0,407	0,067
		0,75	0,50	0,068	0,034	0,136	0,068
		1,00	0,56	0,090	0,037	0,161	0,066
29.11.	139,96	0,25	0,27	0,09	0,002	0,333	0,007
		0,50	0,42	0,12	0,004	0,285	0,009
		0,75	0,52	0,13	0,004	0,250	0,008
		1,00	0,62	0,18	0,014	0,290	0,022
06.12.	146,83	0,25	0,24	0,06	0,000	0,250	0,000
		0,50	0,36	0,08	0,013	0,222	0,036
		0,75	0,44	0,16	0,013	0,364	0,029
		1,00	0,49	0,16	0,02	0,326	0,041
13.12.	153,67	0,25	0,34	0,04	0,000	0,118	0,000
		0,50	0,58	0,13	0,007	0,224	0,012
		0,75	0,76	0,13	0,010	0,171	0,013
		1,00	0,88	0,15	0,013	0,170	0,015
20.12.	160,46	0,25	0,33	0,01	0,007	0,030	0,021
		0,50	0,53	0,03	0,010	0,056	0,019
		0,75	0,69	0,04	0,010	0,058	0,014
		1,00	0,79	0,05	0,017	0,063	0,021
28.12.	168,31	0,25	0,30	0,00	0,010	0,000	0,033
		0,50	0,44	0,02	0,014	0,045	0,032
		0,75	0,53	0,00	0,017	0,000	0,032
		1,00	0,59	0,05	0,017	0,085	0,029
03.01. 2000.	174,09	0,25	0,37	-	-	-	-
		0,50	0,62	-	-	-	-
		0,75	0,77	-	-	-	-
		1,00	0,88	-0,01	0,013	-0,011	0,015
10.01.	181,03	0,25	0,33	0,19	0,024	0,575	0,072
		0,50	0,49	0,27	0,014	0,551	0,028
		0,75	0,63	0,27	0,024	0,428	0,038
		1,00	0,72	0,27	0,020	0,375	0,028
17.01.	187,66	0,25	0,28	0,03	0,003	0,107	0,011
		0,50	0,43	0,06	0,003	0,139	0,007
		0,75	0,55	0,05	0,006	0,091	0,011
		1,00	0,62	0,08	0,020	0,129	0,032

Tabela 56. Związek między usuwaniem RWO a wiązaniem mineralnych form azotu i fosforu w strukturach wypełniających przestrzeń międzyziarnową złoża węgla WD-ekstra w fazie *plateau* - woda bez korekty biogenów - TESTY: F2 i F2'.

Data	Czas pracy złoża	Wysokość warstwy	Ubytek RWO ΔS	Ubytek azotu $\Delta \Sigma N$	Ubytek fosforanów ΔPO_4^{-3}	$\frac{\Delta \Sigma N}{\Delta S}$	$\frac{\Delta PO_4^{-3}}{\Delta S}$
-	d	m	gC/m ³	gN/m ³	gP/m ³	gN/gC	gP/gC
1	2	3	4	5	6	7	8
25.10. 1999. złoże A	105,7	0,25	0,25	0,06	0,002	0,240	0,008
		0,50	0,43	0,12	0,003	0,279	0,007
		0,75	0,50	0,12	0,005	0,240	0,010
		1,00	0,54	0,10	0,006	0,185	0,011
25.10. złoże B	105,7	0,25	0,21	0,10	0,001	0,476	0,005
		0,50	0,28	0,14	0,003	0,500	0,011
		0,75	0,41	0,17	0,006	0,415	0,014
		1,00	0,62	0,21	0,007	0,339	0,011
08.11. złoże A	119,48	0,25	0,25	0,07	0,006	0,280	0,024
		0,50	0,41	0,16	0,009	0,390	0,022
		0,75	0,50	0,18	0,011	0,360	0,022
		1,00	0,59	0,17	0,013	0,288	0,022
08.11. złoże B	119,48	0,25	0,20	0,07	0,006	0,350	0,030
		0,50	0,37	0,14	0,010	0,378	0,027
		0,75	0,43	0,16	0,012	0,372	0,028
		1,00	0,50	0,16	0,014	0,320	0,028
22.11. złoże B	133,15	0,25	0,20	0,020	0,004	0,100	0,020
		0,50	0,30	0,026	0,010	0,087	0,033
		0,75	0,38	0,020	0,010	0,053	0,026
		1,00	0,43	0,067	0,010	0,156	0,023
29.11. złoże B	139,96	0,25	0,24	0,02	0,000	0,083	0,000
		0,50	0,37	0,04	0,010	0,108	0,027
		0,75	0,44	0,07	0,010	0,159	0,023
		1,00	0,52	0,11	0,013	0,211	0,025
06.12. złoże B	146,83	0,25	0,18	0,06	-0,003	0,333	-0,017
		0,50	0,31	0,02	0,000	0,064	0,000
		0,75	0,42	0,06	0,000	0,143	0,000
		1,00	0,43	0,07	0,003	0,163	0,007
13.12. złoże B	153,67	0,25	0,29	0,03	0,003	0,103	0,010
		0,50	0,50	0,07	0,003	0,140	0,006
		0,75	0,66	0,09	0,003	0,136	0,004
		1,00	0,76	0,10	0,010	0,131	0,013
20.12. złoże B	160,46	0,25	0,22	0,02	0,002	0,091	0,009
		0,50	0,38	0,00	0,002	0,000	0,005
		0,75	0,52	0,02	0,005	0,038	0,009
		1,00	0,61	0,03	0,009	0,049	0,015
28.12. złoże B	168,46	0,25	0,20	0,01	0,003	0,050	0,015
		0,50	0,32	0,03	0,006	0,093	0,019
		0,75	0,40	0,03	0,006	0,075	0,015
		1,00	0,45	0,03	0,001	0,067	0,002

Tabela 56. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
03.01.	174,09	0,25	0,28	-	-	-	-
2000.		0,50	0,55	-	-	-	-
		0,75	0,71	-	-	-	-
złoże B		1,00	0,83	-	-	-	-
10.01.	181,03	0,25	0,22	0,03	0,007	0,136	0,032
		0,50	0,44	0,29	0,007	0,659	0,016
		0,75	0,54	0,34	0,007	0,629	0,013
złoże B		1,00	0,64	0,32	0,007	0,500	0,011
17.01.	187,66	0,25	0,20	0,01	0,000	0,050	0,000
		0,50	0,36	0,03	0,013	0,083	0,036
		0,75	0,45	0,03	0,013	0,067	0,028
złoże B		1,00	0,54	0,05	0,013	0,092	0,024

Tabela 57. Zmiany stężeń manganu oraz form żelaza podczas filtracji przez złoża piaskowe oraz w kontakcie ze złożami granulowanych węgli aktywnych WD-ekstra (świeżego i wstępnie wysyconego) - TESTY: F2 i F2'.

Parametr Miejsce poboru	Data	Czas pracy	Objętość przefiltrowana	Mangan	Żelazo		
					Fe ²⁺	Fe ³⁺	Fe _{og}
Jednostka	-	d	m ³	gMn/m ³	gFe/m ³		
1	2	3	4	5	6	7	8
Woda surowa	06.07. 1999.	0,06	0,006	0,21	0,35	1,26	1,61
Filtrat				0,02	0,07	0,10	0,17
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				0,02	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				0,03	0,04	0,10	0,14
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				0,02	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				0,05	0,06	0,07	0,13
Woda surowa	13.07.	6,7	0,676	0,45	0,48	1,37	1,85
Filtrat				0,01	0,05	0,05	0,10
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				n.w.	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				0,01	0,02	0,03	0,05
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				n.w.	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				0,01	0,04	0,02	0,06
Woda surowa	20.07.	13,15	1,325	0,47	0,41	1,39	1,80
Filtrat				0,03	0,06	0,04	0,10
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				0,04	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				0,04	0,03	0,03	0,06
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				0,04	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				0,04	0,04	0,02	0,06
Woda surowa	25.10.	105,7	10,65	0,28	0,13	1,28	1,42
Filtrat				0,03	0,03	0,06	0,09
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				0,03	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				0,01	0,02	0,01	0,03
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				0,01	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				0,01	0,03	śl.	0,03

Tabela 57. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
Woda surowa	08.11.	119,48	12,04	0,46	0,15	2,090	2,244
Filtrat				n.w.	0,03	0,045	0,075
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				n.w.	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				n.w.	0,02	0,03	0,023
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				n.w.	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				n.w.	0,02	0,023	0,043
Woda surowa	22.11.	133,15	13,42	0,35	0,13	1,34	1,47
Filtrat				0,01	0,018	0,042	0,06
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				0,02	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				0,01	0,016	0,008	0,024
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				0,01	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				0,01	0,014	0,013	0,027
Woda surowa	29.11.	139,96	14,11	0,41	0,13	1,46	1,59
Filtrat				0,003	0,019	0,035	0,054
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				0,10	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				0,005	0,009	0,015	0,024
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				0,01	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				0,005	0,012	0,014	0,026
Woda surowa	06.12.	146,83	14,8	0,48	0,08	1,39	1,47
Filtrat				0,03	0,023	0,04	0,063
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				0	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				0,03	0,012	0,008	0,02
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				0,01	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				0,05	0,007	0,02	0,027

Tabela 57. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
Woda surowa Filtrat	13.12.	153,67	15,3	0,38 0	0,08 0,011	1,98 0,051	2,06 0,062
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				0	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				0	0,005	0,022	0,027
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				0	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				0	0,007	0,010	0,017
Woda surowa Filtrat	20.12.	160,48	15,75	0,672 n.w.	0,05 0,01	1,87 0,04	1,92 0,05
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				n.w.	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				n.w.	0,0	0,01	0,01
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				n.w.	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				n.w.	0,01	0,01	0,02
Woda surowa Filtrat	28.12.	168,31	16,27	-	0,18	1,48	1,66
				-	0,04	0,02	0,06
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				-	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				-	0,02	0,01	0,03
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				-	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				-	0,039	0,017	0,056
Woda surowa Filtrat	10.01. 2000.	181,03	16,74	-	0,26	3,13	3,39
				-	0,04	0,02	0,06
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				-	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				-	0,01	0,0	0,01
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				-	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				-	0,02	0,0	0,02

Tabela 57. cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
Woda surowa	17.01.	187,66	16,96	-	0,09	1,04	1,13
Filtrat				0,02	0,026	0,026	0,052
A ₂₅				-	-	-	-
A ₅₀				0,01	-	-	-
A ₇₅				-	-	-	-
A ₁₀₀				0,01	0,015	0,009	0,024
B ₂₅				-	-	-	-
B ₅₀				0,01	-	-	-
B ₇₅				-	-	-	-
B ₁₀₀				0,01	0,015	0,007	0,022

A₅₀ - pobór na wysokości 50 cm złoża świeżego węgla WD-ekstra,

B₁₀₀ - pobór na wysokości 100 cm złoża wstępnie wysyconego węgla WD-ekstra.