

Danuta Rogozińska

BIOCHEMICZNY ROZKŁAD ŚCIEKÓW MIEJSKICH ROZCIEŃCZONYCH WODAMI POWIERZCHNIOWYMI

Dla kinetyki przemian zachodzących w rzekach, oprócz czynników fizycznych i chemicznych (temperatura, stopień nasycenia tlenem, turbulencja), duże znaczenie ma stężenie zanieczyszczeń, obecność substancji toksycznych oraz rodzaj i liczebność organizmów żywych. Badania [1, 2] wykazały, że przebieg biochemicznej degradacji zanieczyszczeń zależy w sposób istotny od rodzaju i stopnia oczyszczenia ścieków miejskich.

Podstawowym równaniem wykorzystywanym do oceny kinetyki przemian tlenowych jest równanie Streetera i Phelps'a, zakładające I rzędowości reakcji zachodzących podczas utleniania substancji organicznych [3]:

$$Y_t = L_0(1 - e^{-kt}) \quad (1)$$

gdzie:

- Y_t — BZT w czasie t , gO_2/m^3 ,
- L_0 — całkowite BZT, gO_2/m^3 ,
- k — stała szybkości rozkładu, d^{-1} .

Przeprowadzone badania obejmowały ocenę podatności na biochemiczny rozkład zanieczyszczeń zawartych w ściekach miejskich Wrocławia (odprowadzanych do Odry z pól irygacyjnych w Rędzinie oraz z kolektora na Osobowicach) nie rozcieńczonych oraz rozcieńczanych wodami Odry. Drugą grupę badanych mediów stanowiły ścieki z oczyszczalni w Świdnicy po oczyszczaniu mechanicznym i biologicznym (odprowadzane do Bystrzycy), bez rozcieńczania wodą rzeczną oraz po ich rozcieńczeniu wodami Bystrzycy.

Do badań wytypowano ścieki i wody rzeczne, biorąc pod uwagę zróżnicowany skład i charakter ze względu na ich pochodzenie z dużych (Wrocław) oraz mniejszych (Świdnica) aglomeracji miejskich. Rzeki odbierające ścieki różniły się także wielkością i stopniem zanieczyszczenia. Odra stanowi rzekę o dużym znaczeniu gospodarczym, silnie zanieczyszczoną, Bystrzyca zaś jest rzeką niewielką i o małym stopniu zanieczyszczenia powyżej Świdnicy.

Celem wykonywanych badań była ocena kinetyki rozkładu i przemian biochemicznych w procesie natleniania ścieków miejskich, zależnie od ich rozcieńczenia wodami odbiorników. Ostatecznym celem badań było ustalenie współczynników biochemicznej degradacji, które mogłyby być wykorzystane w badaniach nad procesami samooczyszczania rzek oraz do prognozowania jakości wód.

Metodyka badań

Pobierane ścieki rozcieńczano wodami rzecznymi w proporcji od 1 + 1 do 1 + 54. Próby ścieków, próbki

rozcieńczone i wodę rzeczną, stanowiącą tło doświadczeń, analizowano przed i po natlenianiu. Próbkę wody z Bystrzycy na wybranym odcinku ok. 15 km od Świdnicy do Kraskowa pobierano w pięciu punktach pomiarowo-kontrolnych w profilach ok. 0,5 km poniżej oczyszczalni ścieków (ppk A), powyżej ujścia Piławy (ppk B), poniżej dopływu Piławy (ppk C) i w profilu wodowskazowym w Kraskowie (ppk D). Próbkę wody z Piławy pobierano w profilu przyujściowym (ppk P). Założono pięciodobowy okres testów natleniania, odpowiadający I fazie rozkładu węglowych związków organicznych [4]. Do badań wykorzystano 6-miejscowy aparat do ciągłego pomiaru BZT (Sapromat C-6 firmy Voith, RFN). Konstrukcja urządzenia zapewniała zachowanie optymalnych warunków procesu, eliminując wpływ czynników zewnętrznych. Zapewniona była stała temperatura $20 \pm 1^\circ C$, jednakowy sposób i szybkość mieszania oraz ciągle dawkowanie tlenu w miarę zużycia z równoczesną rejestracją zmian BZT w odstępach 1 godz.

Na podstawie krzywej studium BZT obliczono stałą szybkości reakcji (k) oraz szybkość rozkładu (V) w oparciu o zróżniczkowane równanie Streetera-Phelps'a:

$$V_j = L_{a_j} \cdot k_j \cdot 10^{-k_j} \ln 10 \quad (2)$$

gdzie:

- V_j — szybkość rozkładu w j -tej dobie, $gO_2/m^3 d$,
- L_{a_j} — wartość asymptotyczna BZT, gO_2/m^3 ,
- k_j — wartość stałej szybkości k w j -tej dobie, d^{-1} .

W oparciu o program komputerowy obliczono wartości k_j i V_j dla kolejnych dób oraz dla pięciu dób z pełnego zbioru 120 danych, przy założeniu zmienności parametru k w czasie oraz obliczono prognozowane do 10 doby wartości BZT i V .

Zakres analiz obejmował oznaczanie w próbach wyjściowych oraz po 5 dobach natleniania następujących wskaźników: utlenialność (utl), chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) i stężenie węgla organicznego (OWO). Dla ścieków pochodzących z oczyszczalni w Świdnicy oraz wód Bystrzycy dodatkowo wykonano test TTC na aktywność osadu czynnego [5]. Następnie w oparciu o wyniki analiz przed i po procesie natleniania w czasie 120 h obliczono stopień redukcji wskaźników zanieczyszczenia oraz współczynniki wyrażone stosunkiem wskaźników zanieczyszczenia prób wyjściowych i po 5 dobach natleniania.

Omówienie wyników badań

Wyniki badań interpretowano na podstawie analizy zmian parametrów k i V oraz ubytku zanieczyszczeń

po pięciu dobach natleniania. Wyniki badań zebrano w tabeli 1.

Analizując szybkość rozkładu V , można stwierdzić zmniejszanie się jej wartości z doby na dobę, a także wraz z rozcieńczeniem ścieków wodami odbiorników. Obniżenie dynamiki przemian było wyraźniejsze w odniesieniu do prób silniej zanieczyszczonych, tj. ścieków i niewielkich rozcieńczeń, chociaż wystąpiły pewne nieregularności. Zmiany szybkości oraz przyrosty BZT zaobserwowano głównie w okresie od pierwszej do trzeciej doby. Przykładowo, V_1 dla ścieków po mechanicznym oczyszczeniu w oczyszczalni w Świdnicy osiągało wartość ok. $96 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ d}$, a V_5 ok. $35 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ d}$; po rozcieńczeniu wodami Bystrzycy w proporcji 1 + 2 odpowiednio 30 i $10 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ d}$, a przy rozcieńczeniu 1 + 20 ok. 5 i $2 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ d}$.

Wartości stałej szybkości k_1 i szybkości V_5 malały zgodnie z równaniem (2) wraz z obniżeniem się poziomu zanieczyszczenia oraz stopniem rozcieńczania ścieków, aczkolwiek dla rozcieńczenia 1 + 3 zaobserwowano pewien wzrost wartości parametru k_1 ,

Tabela 1

Wartości parametrów kinetyki dla ścieków miejskich i wody rzecznej

Rodzaj próby	BZT ₁ gO ₂ /m ³	BZT ₅ gO ₂ /m ³	BZT ₁₀ gO ₂ /m ³	k ₁ d ⁻¹	V ₅ gO ₂ /m ³ d	V ₁₀ gO ₂ /m ³ d
Wrocław						
Ścieki — Oso-						
bowice	67,8	133,6	141,8	0,48	5,2	0,3
Rozcieńczenie 1+3	17,4	43,8	60,8	0,29	4,5	1,5
1+20	5,1	20,3	31,8	0,15	2,6	1,7
Ścieki — Rędzin	22,5	48,1	51,4	0,23	4,0	0,2
Rozcieńczenie 1+3	5,9	27,5	39,8	0,19	3,6	1,5
1+20	2,9	12,0	19,1	0,05	1,7	1,1
Wody Odry	2,3	9,1	14,3	0,05	1,4	0,8
Świdnica						
Ścieki mieszane	102,6	289,1	356,8	0,18	23,9	2,8
Rozcieńczenie 1+3	29,0	69,2	75,6	0,21	3,3	0,3
1+20	1,4	5,8	9,2	0,08	0,9	0,4
Ścieki mechan.						
oczyszcz.	126,6	311,9	349,2	0,21	17,4	2,4
Rozcieńczenie 1+2	46,0	102,1	112,6	0,25	4,2	0,5
1+20	6,6	19,1	25,1	0,14	1,8	0,8
Ścieki biolog.						
oczyszcz.	59,8	140,7	154,6	0,21	6,8	0,8
Rozcieńczenie 1+2	18,0	45,1	50,8	0,19	2,6	0,4
1+20	1,6	6,5	10,5	0,03	0,85	0,6
Wody Bystrzycy						
poniżej oczyszczalni	0,9	2,8	4,4	0,07	0,4	0,25
Bystrzyca 62 km						
ppk A — poniżej						
zrzutu ścieków	60,4	121,2	130,9	0,21	5,8	0,7
Bystrzyca 60 km						
ppk B — powyżej						
dopływu Pilawy	26,6	66,4	74,5	0,16	3,8	0,5
Bystrzyca 55 km						
ppk C — poniżej						
ujęcia Pilawy	11,7	28,3	33,3	0,14	1,8	0,5
Bystrzyca 51 km						
ppk D — wodowskaz						
w Kraskowie	5,2	17,6	24,4	0,08	2,0	0,9
ppk P — Pilawa —						
uście do Bystrzycy						
Ścieki miejskie	17,4	43,0	53,0	0,15	3,9	1,0
mieszane						
Odprowadzenie do						
Bystrzycy	102,6	289,1	356,8	0,18	23,9	2,8

z $0,18 \text{ d}^{-1}$ (ścieki mieszane ze Świdnicy) do $0,21 \text{ d}^{-1}$ przy rozcieńczeniu 1 + 3. Szybkość V_5 dla ścieków mieszanych ze Świdnicy wynosiła ok. $24 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ d}$, a przy rozcieńczeniu 1 + 3 osiągała wartość $3,3 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ d}$. Prognozowana szybkość rozkładu V_{10} różniła się umiarkowanie, niezależnie od stopnia rozcieńczenia, zawierając się w granicach od 0,2 do $2,8 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ d}$. Niskie wartości V_{10} świadczą o zakończeniu przemian w 10 dobie natleniania.

Początkowe wartości wskaźników zanieczyszczeń, stopień ich usuwania oraz ich wzajemne stosunki przedstawiono w tabeli 2. Ścieki oraz nieduże ich rozcieńczenia charakteryzowały się zbliżonym stopniem usuwania zanieczyszczeń po 5 dobach natleniania. Np. dla ścieków mieszanych ze Świdnicy redukcja utlenialności wynosiła 41%, a po ich rozcieńczeniu w stosunku 1 + 3 wynosiła 31%. W wodach rzek po 5 dobach natleniania usuwanie utlenialności wynosiło tylko kilka procent (7,5% dla wód Odry i 5,5% dla Bystrzycy). Stosunek wartości badanych wskaźników zanieczyszczenia wykazywał tendencję wzrostową w miarę oczyszczania ścieków oraz ich rozcieńczania. Przykładowo, stosunek utl. do BZT₅ ścieków ze Świdnicy po mechanicznym oczyszczaniu o BZT₅ = $307 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ wynosił 0,34, a dla ścieków miejskich Wrocławia o BZT₅ = $49 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ osiągał wartość 0,83. Po rozcieńczeniu omawianych ścieków równym 1 + 20 uzyskano wartości stosunku utl. do BZT₅ odpowiednio 0,46 i 1,26. Najwyższy iloraz utl. do BZT₅ charakteryzował stosunkowo czyste wody Bystrzycy i osiągał wartość 1,77 przy BZT₅ = $3,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$. Stosunek wskaźników zanieczyszczenia po 5 dobach natleniania z reguły był niższy od uzyskanego dla prób wyjściowych, lecz wzrastał w miarę obniżenia stopnia zanieczyszczenia. Np. dla ścieków ze Świdnicy po mechanicznym oczyszczeniu stosunek utl. do BZT₅ wynosił 0,18, a po rozcieńczeniu w proporcji 1 + 20 wynosił 0,34.

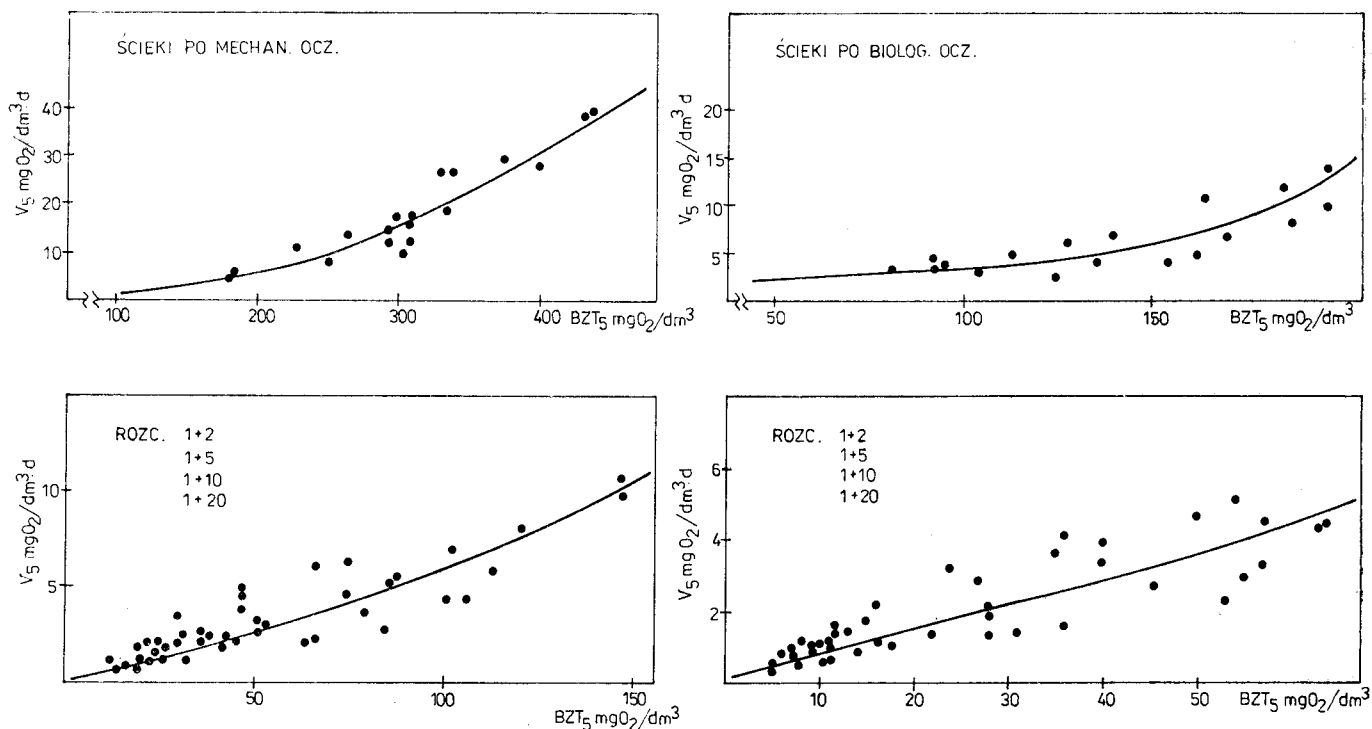
Na podstawie przeprowadzonych badań obliczono korelację pomiędzy parametrami kinetyki a poziomem zanieczyszczenia oraz wartościami stosunków badanych wskaźników. Na rysunkach 1 i 2 przedstawiono zależność szybkości rozkładu V_5 oraz BZT₅, stopnia redukcji utlenialności oraz stosunku utl. do BZT₅ dla ścieków pochodzących z oczyszczalni w Świdnicy.

Wyniki badań dla warunków rzeczywistych wybranego odcinka Bystrzycy od Świdnicy do Kraskowa, przedstawiono w tabelach 1 i 2. Otrzymane wartości nie odbiegały od wyników testów laboratoryjnych. W Bystrzycy procesy biochemiczne zachodziły najintensywniej w najbardziej zanieczyszczonym profilu położonym ok. 0,5 km poniżej oczyszczalni ścieków (ppk A, 62 km rzeki). Wody tego przekroju charakteryzował największy dobowy przyrost BZT i największe wartości szybkości od V_1 do V_5 .

Badania wykazały, że szybkość V_5 malała z biegiem rzeki od ppk A do ppk C (55 km rzeki), a w profilu D (51 km rzeki) była na poziomie wód z ppk C. Wody przyujściowe Pilawy (dopływ w 59 + 700 km Bystrzycy) w wartościach k_1 i V_5 nie różniły się zasadniczo od wód Bystrzycy powyżej ujęcia Pilawy — ppk B. Podatność na rozkład zanieczyszczeń organicznych, wyrażona redukcją utlenialności po

5 dobach natleniania wynosiła ok. 30% w profilach A i B. W kolejnych profilach redukcja ta malała, a w ppk P (Piława) wynosiła 23%. Stosunek

wskaźników zanieczyszczenia wzrastał z biegiem rzeki dla stosunku utl_0 do BZT_5 od 0,40 (ppk A) do 0,90 (ppk D), a dla wód Piławy wynosił 0,69.



Rys. 1. Zależność pomiędzy szybkością V_5 a BZT_5 dla ścieków z oczyszczalni w Świdnicy

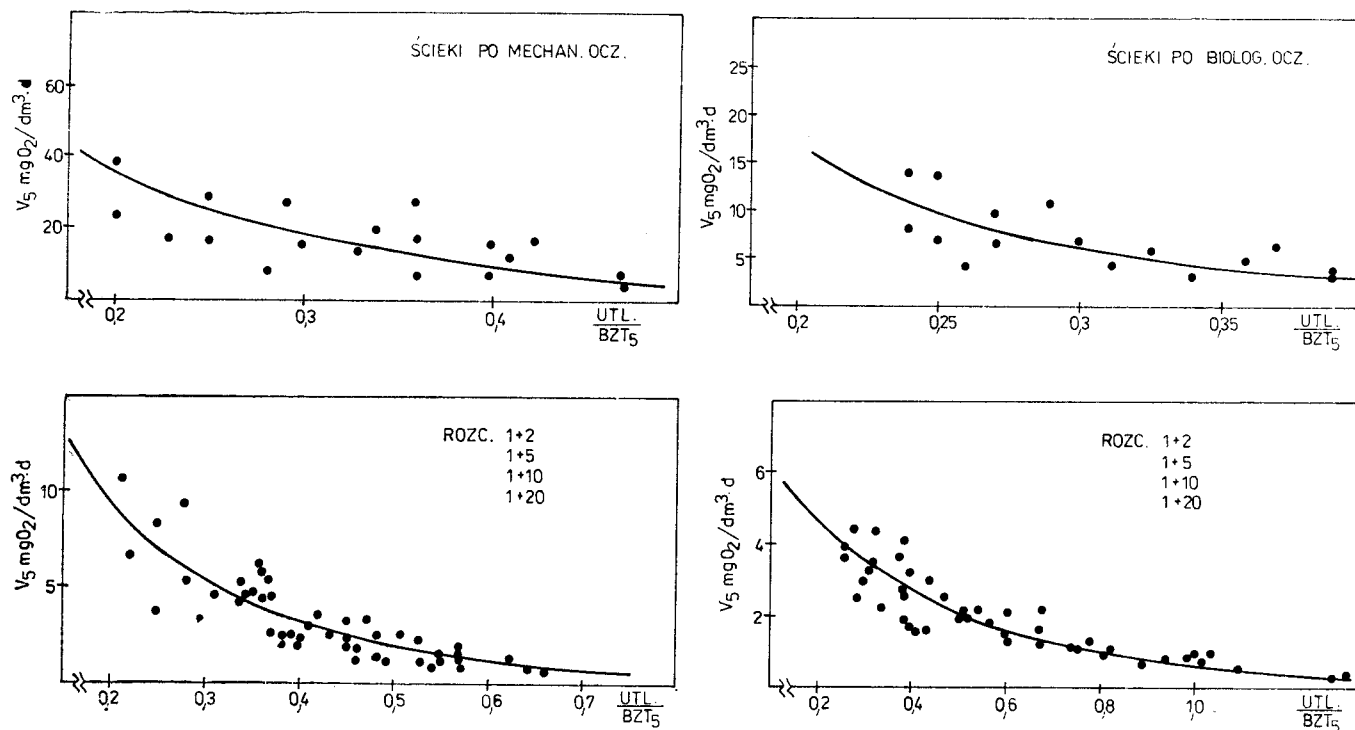
Tabela 2

Wartości wskaźników zanieczyszczenia po 5 dobach natleniania dla ścieków miejskich i wody rzecznej

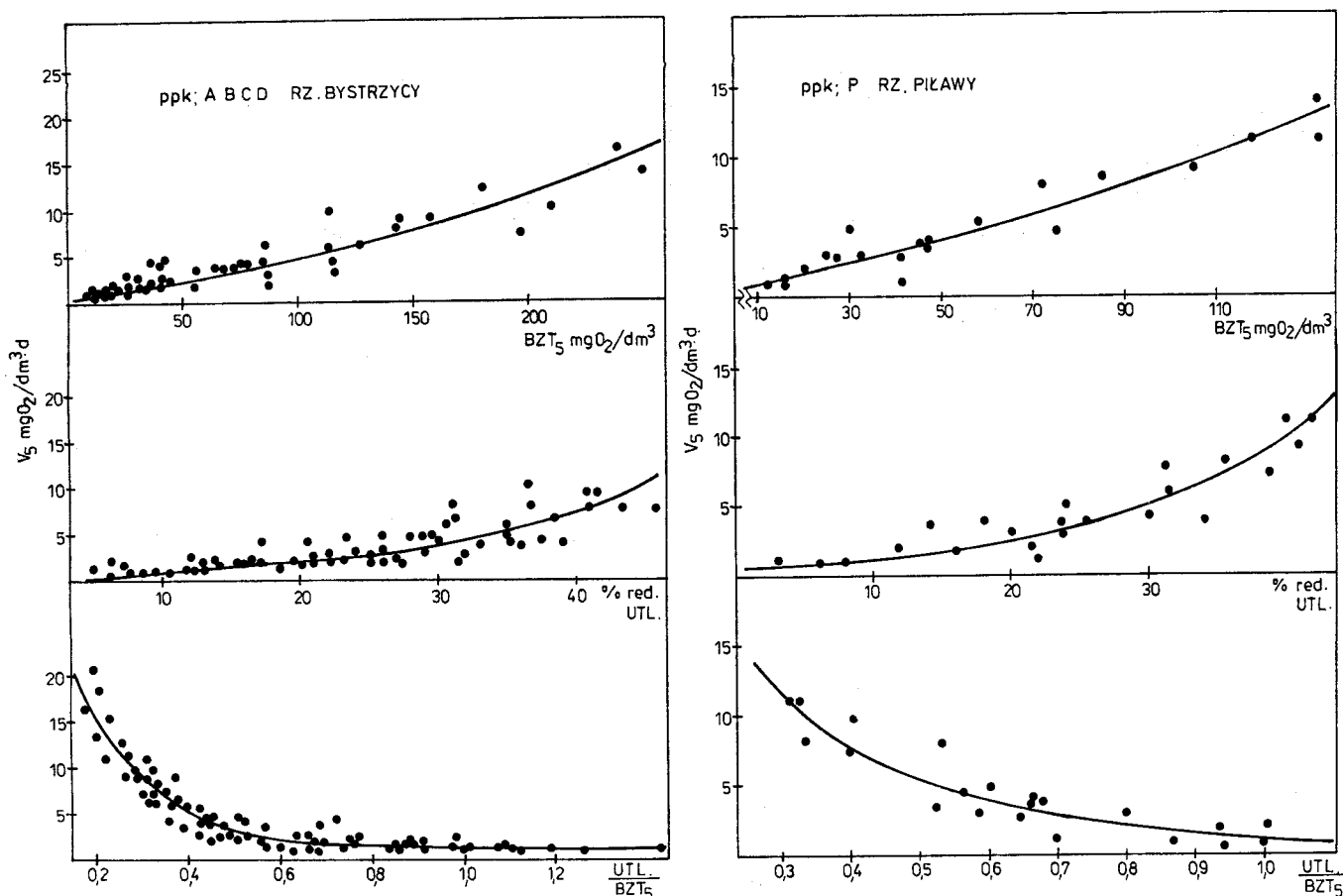
Rodzaj próby i miejsce poboru	Wartości początkowe				Stopień redukcji			Stosunek wskaźników								
	BZT ₅ gO ₂ /m ³	utl gO ₂ /m ³	ChZT gO ₂ /m ³	OWO gC/m ³	utl %	ChZT %	OWO %	$\frac{utl_0}{BZT_5}$	$\frac{ChZT_0}{BZT_5}$	$\frac{OWO_0}{BZT_5}$	$\frac{utl_5}{BZT_5}$	$\frac{ChZT_5}{BZT_5}$	$\frac{OWO_5}{BZT_5}$	$\frac{utl_0}{ChZT_0}$	$\frac{utl_0}{OWO_0}$	$\frac{ChZT_0}{OWO_0}$
Wrocław																
Ścieki — Osobowice	118	53	265	63	43	56	60	0,41	1,82	0,40	0,24	0,80	0,10	0,21	1,24	4,49
Rozcieńcz. 1+3	51	21,5	71,5	17	21	40,5	44,5	0,47	1,54	0,35	0,38	0,94	0,16	0,32	1,61	4,85
1+20	20,5	14	33	9	13	15	22	0,70	1,62	0,44	0,56	1,18	0,28	0,43	1,72	3,95
Ścieki — Rędzin	49	40	125	33,5	42,5	44	50,5	0,83	2,94	0,66	0,53	1,61	0,29	0,32	1,51	5,31
Rozcieńcz. 1+3	27	19	61,5	12,5	36	44	41	0,72	2,33	0,45	0,51	1,50	0,26	0,32	1,65	5,33
1+20	13	13,5	30	10	10,5	17,5	29	1,26	2,90	0,83	1,04	2,46	0,53	0,39	1,46	4,16
Wody Odry (Biskupin)	10,5	12	32,5	8	7,5	23	20	1,28	3,67	0,86	1,08	2,65	0,56	0,34	1,69	4,50
Świdnica																
ścieki mieszane	270	93	535	81	41	51,5	68,0	0,36	1,90	0,31	0,21	0,92	0,10	0,19	1,16	6,23
Rozcieńcz. 1+3	64	24,5	127	24	31	50	74,0	0,42	2,02	0,42	0,28	1,01	1,13	0,21	1,11	5,44
1+20	8	7	25	4,5	8,5	30	35,0	0,58	2,66	0,52	0,53	1,68	0,25	0,32	1,69	7,20
ścieki mechanicznie oczyszczone	307	101,6	515,5	120,8	46,5	57,1	69,8	0,34	1,71	0,40	0,18	0,73	0,12	0,20	0,86	4,45
Rozcieńcz. 1+2	106	34,7	168,5	33,5	45,7	59,5	63,9	0,34	1,61	0,33	0,18	0,66	0,12	0,21	1,03	5,12
1+20	19	8,5	34,3	7,5	26,3	32,4	35,0	0,46	1,95	0,41	0,34	1,34	0,27	0,25	1,14	4,80
ścieki biologicznie oczyszczone	140	41	223,5	49	39,5	53,5	61,8	0,30	1,58	0,35	0,18	0,70	0,13	0,20	0,89	4,64
Rozcieńcz. 1+2	45,5	16,4	72	14,5	33,2	46,3	56,5	0,38	1,61	0,32	0,26	0,86	0,15	0,25	1,19	4,95
1+20	7	6,2	15,3	5,3	7	10	22,5	0,99	2,60	0,83	0,92	2,17	0,65	0,44	1,20	3,10
Wody Bystrzycy powyżej oczyszczalni	3,5	5,2	12	3,9	5,5	14,3	29,0	1,77	3,95	1,36	1,61	3,46	1,14	0,47	1,50	3,60
Bystrzyca																
ppk A	113	38,8	193,0	47	30,6	41,5	44,6	0,40	1,80	0,47	0,29	1,06	0,27	0,23	0,87	4,00
ppk B	67	26,2	119	30	30,2	43,2	46,0	0,48	1,95	0,55	0,34	1,13	0,31	0,24	0,88	3,82
ppk C	26	18,7	62	24	19,3	26,6	32,4	0,87	2,77	1,00	0,71	2,08	0,67	0,31	0,94	3,00
ppk D	12	15,3	48	16,5	15,7	25,0	28,8	0,90	2,86	0,99	0,77	2,13	0,70	0,32	0,96	3,09
Piława — ujście																
ppk P	45	25,3	92,5	33	23,4	33,6	36,9	0,69	2,41	0,81	0,53	1,63	0,52	0,29	0,87	3,00
Ścieki mieszane	270	93,0	535	81	41,0	51,5	68,0	0,36	1,90	0,31	0,21	0,92	0,10	0,19	1,16	6,23

Celem porównania otrzymanych wyników z wynikami testów laboratoryjnych, na podstawie stanów wody w profilach wodowskazowych oraz spływów jednostkowych [6], określono stopień rozcieńczenia ścieków odprowadzanych do Bystrzycy oraz do Piławy. W ppk A i B stopień rozcieńczenia ścieków

wynosił ok. 7, a w profilach C i D ok. 12. Wartość $BZT_5 = 270 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ ścieków mieszanych obniżała się do $12 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ w ppk D. Wartość BZT_5 wód Piławy wynosiła $45 \text{ g O}_2/\text{m}^3$, a rozcieńczenie wodami Bystrzycy było ok. 3-krotne.



Rys. 2. Zależność pomiędzy szybkością V_5 a stosunkiem $utl./BZT_5$ dla ścieków z oczyszczalni w Świdnicy.



Rys. 3. Zależności uzyskane dla odcinka Bystrzycy i profilu ujściowego Piławy

Zależności pomiędzy średnią wartością szybkości rozkładu zanieczyszczeń V_s a wskaźnikiem BZT_5 , stopniem redukcji utlenialności i stosunkiem utlenialności początkowej do BZT_5 przedstawiono na rysunku 3.

Szybkość usuwania zanieczyszczeń wprowadzanych do rzeki z oczyszczalni w Świdnicy malała wyraźnie w profilach C i D, gdzie rozcieńczenie ścieków było największe. Szybkość V_s obniżyła się z wartości średniej 5,8 g O_2/m^3d w ppk A do 1,8 g O_2/m^3d w ppk C. Odpowiednio też zmienił się stopień usuwania utlenialności z 37% do ok. 15%, a stosunek utl_0 do BZT_5 zwiększył się z 0,38 do 0,65.

Wnioski

1. Szybkość przemian zanieczyszczeń w wodach Odry była stosunkowo niewielka, a w Bystrzycy rozkład zanieczyszczeń zachodził jeszcze wolniej ze względu na nieznaczne jej zanieczyszczenie.
2. Szybkość usuwania zanieczyszczeń organicznych zmniejszała się z czasem, a w dziesiątej dobie miała zbliżoną niską wartość, niezależnie od stopnia rozcieńczenia ścieków wodą rzeczną.
3. Stopień usuwania zanieczyszczeń po 5 dobach natleniania był najwyższy dla ścieków i niewielkiego stopnia ich rozcieńczenia, a najmniejszy dla wód rzecznych.
4. Stosunek tlenowych wskaźników zanieczyszczeń zwiększał się w miarę obniżenia stopnia zanieczysz-

czenia, w tym także przy zwiększeniu stopnia rozcieńczenia ścieków wodami rzeczными. Wody rzeczne charakteryzowały się najwyższą wartością tych ilorazów.

5. Ustalone stałe szybkości mogą być wykorzystane do korekty dotychczas przyjmowanych wartości, poprzez uwzględnienie stopnia oczyszczania ścieków oraz ich rozcieńczenia w wodach odbiorników.

Praca została wykonana w ramach CPBP nr 03.09. „Metody analizy i użytkowania zasobów wodnych”.

LITERATURA

1. D. ROGOZIŃSKA, D. BARTKOWIAK: Ocena podatności na biochemiczny rozkład zanieczyszczeń ścieków miejskich wprowadzanych do rz. Odry w zależności od stopnia oczyszczenia. Odra i Nadodrza, Instytut Śląski, Opole 1983.
2. D. ROGOZIŃSKA, D. BARTKOWIAK: Biodegradability of municipal wastewater organic contaminants. Envir. Prot. Eng., No 4, 1986.
3. R. WILLES, A. M. ASCE et al.: Steady — state water quality modeling in streams. J. Env. Eng. Div. 101, No EE2, 1975.
4. W. W. ECKENFELDER: Water quality engineering for practising engineers. New York 1973.
5. W. BUCKSTEEG, H. THIELE: Verbesserung der Keimzählungstechnik in der Wasserbakteriologie durch Anwendung von 2, 3, 5 — Thriphenyltetrazoliumchlorid (TTC). Krankh. u. Hyg., II, 1958.
6. J. DOBRZYŃSKA, B. FEL, B. SKORUPKA: Metody określania przepływów chwilowych w przekroju pomiarowo-kontrolnym w dniach poboru prób do oceny jakości wód na przykładzie dorzeczy Wieprza i Pilicy. IMGW. Warszawa 1984.

BIODEGRADATION OF POLLUTANTS IN MUNICIPAL SEWAGE DILUTED WITH SURFACE WATER

Investigated was the amenability of municipal sewage to biodegradation before and after dilution with river water from two cities. The kinetic parameters describing the dynamics of biodegradation, measured by the reaction con-

stant (k) and the degradation rate (V), as well as the removal of organics during 120 hours of aeration were determined. Taking into account the correlations between the parameters of kinetics, initial concentration of pollutants, removal efficiency after 5 days of aeration, and the ratios of COD, TOC and BOD_5 , a number of coefficients have been established to assess the degree of biochemical degradability.