

TADEUSZ JANUSZKIEWICZ  
NADZIEJA SZAREJKO  
BOGDAN ŻYGOWSKI

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej  
Zakład Ochrony Wód Przymorza — Gdańsk

## Z BADAŃ NAD SPŁYWEM BIOGENÓW WISŁĄ DO MORZA BAŁTYCKIEGO

Treść: 1. Wstęp 121, 2. Metodyka 122, 3. Wyniki 123, 4. Dyskusja 137, 5. Wnioski 144; Summary 145; Literatura 146.

### 1. WSTĘP

Wzrostowi zanieczyszczenia wód naturalnych, zachodzącemu w wyniku gospodarczej działalności człowieka, towarzyszy nadmierne zasilanie środowisk wodnych w użyźniające elementy biogenne. Przyspieszyło to eutrofizację nie tylko wód śródlądowych, ale również niektórych akwenów morskich. Morze Bałtyckie cechuje szczególna wrażliwość na wszelkie wpływy ze śródlądzia, gdyż znaczna izolacja od wszechoceanu i specyficzna konfiguracja masy ograniczają możliwość wymiany wód, a stosunkowo mała objętość i dominacja śródlądowego zasilania upodabniają je pod wieloma względami do dużych jezior zasolonych. Już obecnie stwierdzone są symptomy świadczące o szybko postępującej eutrofizacji Bałtyku. Przyczyn tego niepokojącego procesu upatruje się w nadmiernym dopływie substancji biogennej, wnoszonych za pośrednictwem zanieczyszczonych rzek lub bezpośrednio do morza zrzucanych ścieków.

Na obszarze dorzecza Wisły zamieszkuje około 25 mln ludności, znajdują się liczne zakłady i zagłębia przemysłowe oraz rozciągają duże, zwarte areale użytków rolnych. Na tym terenie tylko rolnictwo wysiewa w postaci nawozów mineralnych około 170 tys. ton fosforu i około 500 tys. ton azotu związanego. Powoduje to w sumie znaczne zanieczyszczenie rzeki [4, 15, 16] oraz przyczynia się do wzrostu intensywności zasilania wód powierzchniowych i rzeki głównej w elementy nawozowe.

Odpływający z wodami Wisły ładunek fosforu i azotu związanego oznacza dla gospodarki narodowej stratę znacznych ilości cennych składników nawozowych, dla Bałtyku natomiast zwiększenie potencjału żywności, stanowiącego bazę dla postępu eutrofizacji i rozwoju zjawisk wtórnych z tym związanych. Znajomość więc wielkości tego ładunku i jego charakterystyki ma ważne znaczenie gospodarcze i sozologiczne. Tym-

czasem informacje na ten temat zawarte w dotychczasowym piśmiennictwie są dość skąpe i dotyczą w zasadzie tylko mineralnych form azotu i fosforanów [6, 7, 17]. Przy mnogości form i postaci występowania tych elementów w środowisku wodnym oraz łatwej wzajemnej transformacji nie można sobie wyrobić niezbędnego poglądu na ładunek globalny i jego składowe.

Zadaniem niniejszej pracy jest ustalenie na podstawie dłuższego okresu badań ładunku związków fosforu i azotu zrzucanych Wisłą do Bałtyku, z uwzględnieniem składu frakcyjnego, charakterystyki spływu oraz ewentualnych współzależności między występującymi zmiennymi.

## 2. METODYKA

Badania, które stanowią ośnowę niniejszej pracy, prowadzone były w okresie od 20 I 1972 r. do 28 III 1974 r. Próbkę wody pobierano w przekroju rzeki poniżej Tczewa w odległości około 15 km od ujścia Wisły do morza, na linii łączącej osiedla Ostaszewo i Leszkowy w pobliżu 926 km żeglownego biegu rzeki. Dzięki takiej lokalizacji stanowiska badawczego uwzględniono wpływ wszystkich dopływów zasilających Wisłę oraz ostatniego na jej biegu źródła zanieczyszczenia, jakim jest miasto Tczew, pozostając jednakowoż jeszcze poza zasięgiem ewentualnych wlewów wód morskich do koryta rzeki. Poboru próbek dokonywano systematycznie dwa razy w tygodniu z trzech punktów przekroju poprzecznego rzeki: ze strugi przepływającej w pobliżu brzegu lewego, z głównego nurtu rzeki oraz ze strugi płynącej w pobliżu brzegu prawego. Odstępstwa od tych zasad czyniono tylko wyjątkowo przy bardzo trudnych warunkach. Próbkę wody pobrane do naczyń szklanych przechowywano w temperaturze około  $+3^{\circ}\text{C}$  bez konserwowania i z reguły następnego dnia poddawano analizie chemicznej.

W toku analizy chemicznej oznaczano zasadnicze frakcje połączeń azotu i fosforu, posługując się głównie powszechnie stosowanymi metodami [3, 5, 20].

Azot ogólny oznaczano metodą Kjeldahla z próbki dokładnie wymieszanej N-og oraz próbki pozbawionej zawiesiny przez sączenie, uzyskując zawartość azotu związanego rozpuszczonego (N-ogr). Jako katalizator procesu spalania służył siarczan rtęciowy. Amoniak w destylacie oznaczano metodą Nesslerera. Azot zawiesiny (N-zaw) obliczano z różnicy: N-og — N-ogr. Po wstępnej koagulacji próbki wodorotlenkiem glinu, azot azotanowy (N-NO<sub>3</sub>) oznaczano z kwasem fenylodwusulfonowym, a azot azotynowy (N-NO<sub>2</sub>) metodą Griessa. Azot amonowy (N-NH<sub>4</sub>) oznaczano po oddestylowaniu przez nessleryzację. Wyniki wyrażono w ilościach wago-

wych azotu atomowego. Azot organiczny (N-org) obliczano z różnicy N-og — (N-NH<sub>4</sub>), azot związany (N-zw) zaś traktowano jako sumę N-og + N-NO<sub>3</sub> + N-NO<sub>2</sub>.

Odnosnie do fosforu analiza uwzględniała następujące frakcje: fosfor ogólny (P-og) z podziałem na fosfor sestonowy (P-sest) i fosfor rozpuszczony (P-roz) oraz fosfor rozpuszczonych fosforanów (P-fosf). Rozdziału frakcji dokonywano za pomocą sączenia przez średniej gęstości bibułę filtracyjną [2]. Hydrolizę i utlenienie organicznych związków fosforu do fosforanów prowadzono na gorąco przy użyciu nadsiarczanu potasowego według Menzela [14]. Zawartość fosforanów oznaczano metodą molibdenową, posługując się kwasem askorbinowym jako reduktorem. Wyniki wyrażano w ilościach wagowych fosforu elementarnego [P].

Uśrednienie stężeń w poprzecznym przekroju rzeki przeprowadzono rachunkowo, posługując się wzorem:  $0,25C_1 + 0,5C_2 + 0,25C_3$ . Symbole C<sub>1</sub> i C<sub>3</sub> oznaczają stężenia składnika w próbkach wody pobranych w pobliżu odpowiednio lewego i prawego brzegu, C<sub>2</sub> zaś — stężenia występujące w głównym nurcie rzeki.

Przyjmowane do obliczeń przepływy chwilowe wody określone były przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Oddział w Słupsku, w profilu wodowskazowym Tczew.

Statystyczną interpretację zebranego materiału liczbowego oparto na ogólnie stosowanych zasadach [18]. Odchylenie standardowe od wyniku średniego oznaczano symbolem S, współczynniki zmienności — symbolem S<sup>0</sup>/<sub>0</sub>.

### 3. WYNIKI

#### A z o t

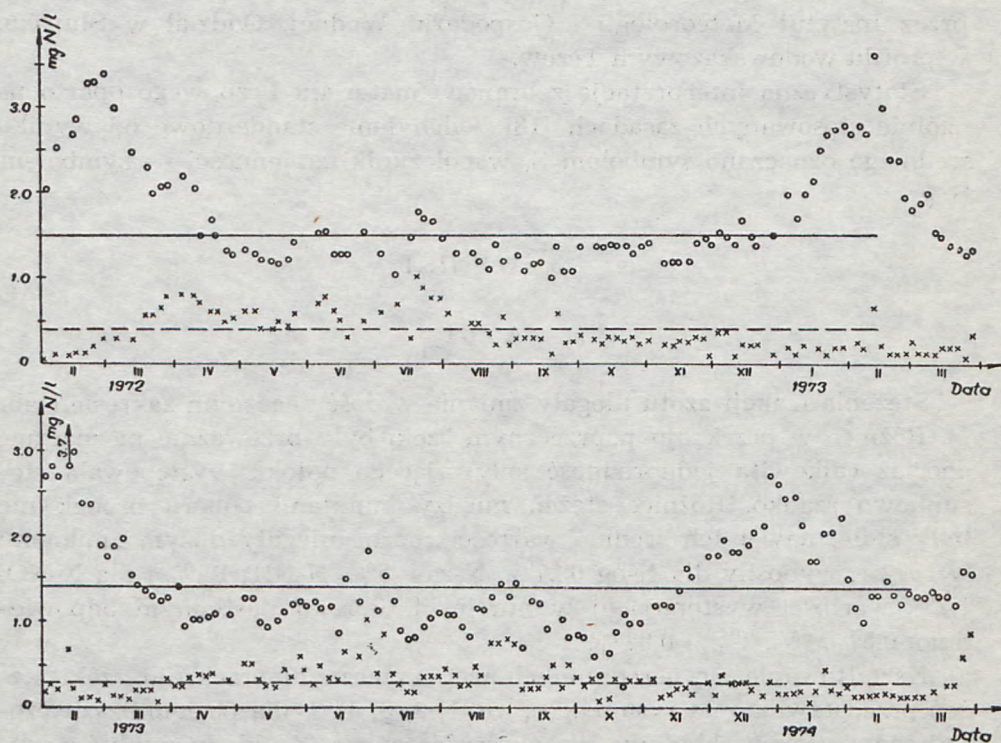
Stężenia frakcji azotu ulegały zmianie w dość znacznym zakresie (tab. 1). Różnice w przekroju poprzecznym rzeki były przeważnie nieznaczne, chociaż całkowita jednorodność spływającego potoku występowała stosunkowo rzadko. Różnice stężeń między punktami poboru próbek nie były stałe, nawet ich średnie wartości roczne ulegały dużym zmianom: w 1972 r. wynosiły dla N-og 0,27<sup>0</sup>/<sub>0</sub>, N-zaw 5<sup>0</sup>/<sub>0</sub>, N-NH<sub>4</sub> 1,4<sup>0</sup>/<sub>0</sub> i dla N-NO<sub>3</sub> 1,2<sup>0</sup>/<sub>0</sub> wartości występującej w nurcie, a w roku następnym odpowiednio: 0,5<sup>0</sup>/<sub>0</sub>, 1<sup>0</sup>/<sub>0</sub>, 2<sup>0</sup>/<sub>0</sub> i 0,82<sup>0</sup>/<sub>0</sub>.

Kształtowanie się uśrednionych w poprzecznym przekroju rzeki stężeń przedstawiono na rysunkach (ryc. 1, 2, 3, 4). Linia poziomą zaznaczono średni poziom składnika dla okresu rocznego. Z układu punktów wynika, że poziom stężeń wykazuje dość charakterystyczną zmienność sezonową o losowym jednak charakterze. Powoduje to znaczne przemiesz-

czenia w poszczególnych latach. Wzrost stężeń i maksima większości frakcji azotu występują zwykle w okresie późnej jesieni i zimą, a więc kiedy wegetacja ulega sezonowemu zahamowaniu.

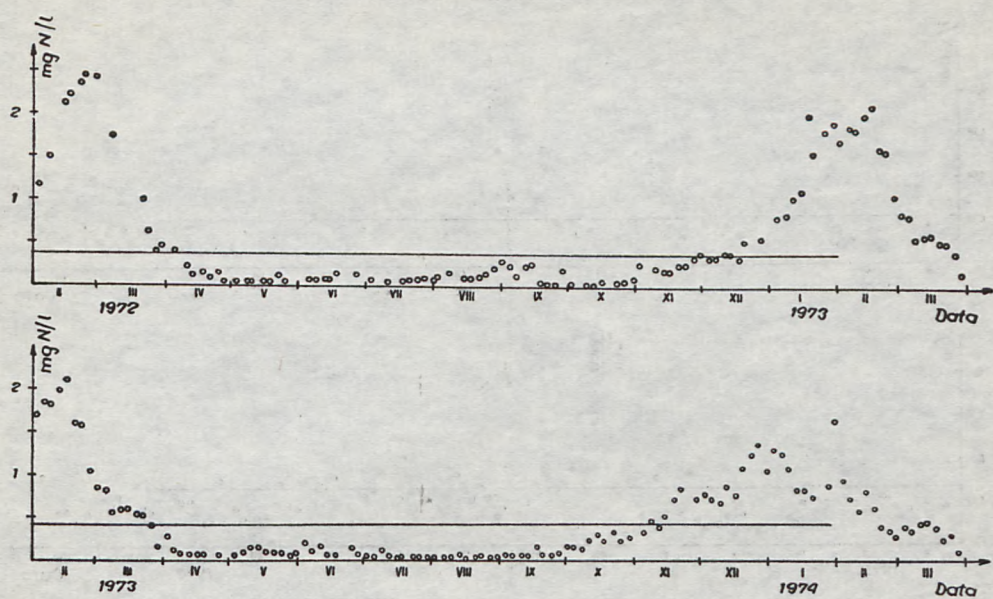
Szczególnie wyraźnie ujawnia się to w przebiegu stężeń amoniaku, a więc i azotu ogólnego, której to frakcji azot amonowy jest jednym z zasadniczych składników, oraz w stężeniach azotu azotanowego. Jednak w odniesieniu do azotanów zaznacza się pewne przesunięcie raczej na okres zimowy i wiosenny. Podwyższone natomiast stężenia N-zaw występują w okresach nasilenia wegetacji. Zawartość azotynów, która jest stosunkowo bardzo niska, cechują znaczne nieregularności z pewną jednak tendencją do podwyższonych wartości w lecie.

Roczny przebieg stężeń głównych mineralnych postaci azotu wykazuje powiązanie z sezonowymi zmianami natężenia wegetacji. Obniżenie poziomu stężeń w okresach wegetacyjnych jest wynikiem biochemicznego zużywania tych składników oraz zahamowania procesów zasilania na skutek działania osłony biologicznej. Na szczególnie wyraźny zanik jonów amonowych dodatkowy wpływ wywiera łatwość przyswajania tej

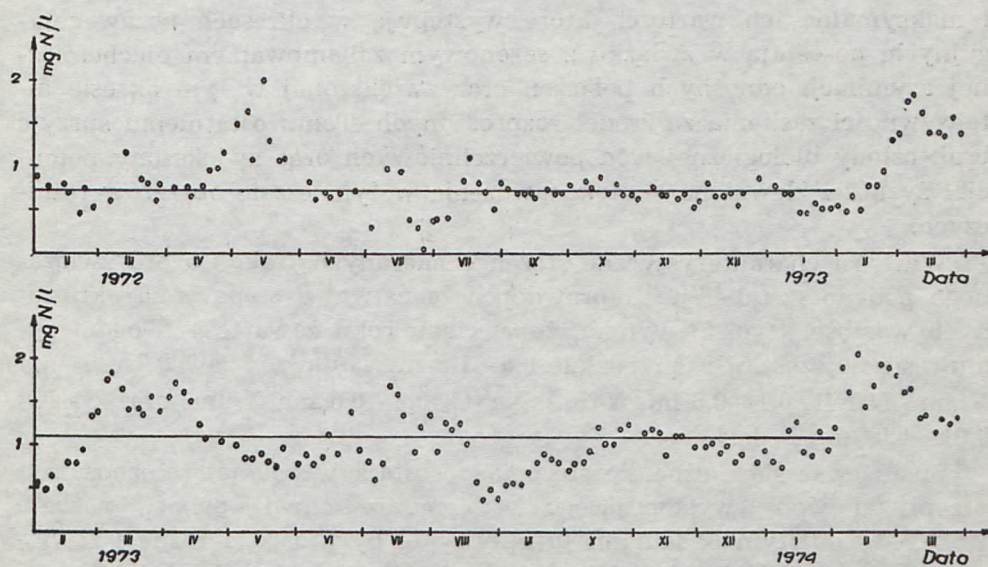


Ryc. 1. Przebieg zmian stężeń azotu ogólnego (o) i azotu zawiesiny (+)

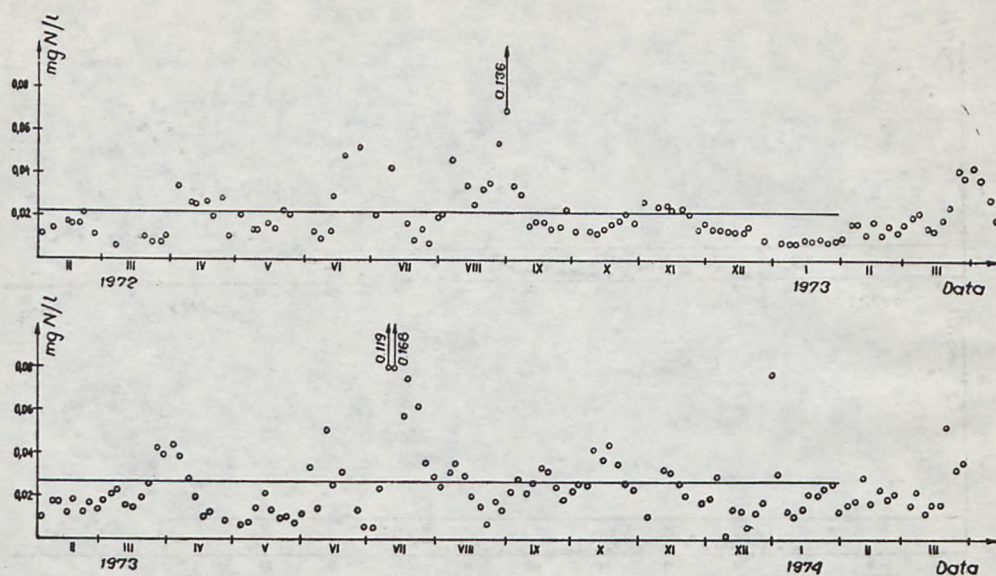
Fig. 1. Variations in total nitrogen (o) and suspended nitrogen (+) concentrations



Ryc. 2. Przebieg zmian stężeń azotu amonowego  
 Fig. 2. Variations in amonium nitrogen concentrations



Ryc. 3. Przebieg zmian stężeń azotu azotanowego  
 Fig. 3. Variations in nitrate nitrogen concentrations

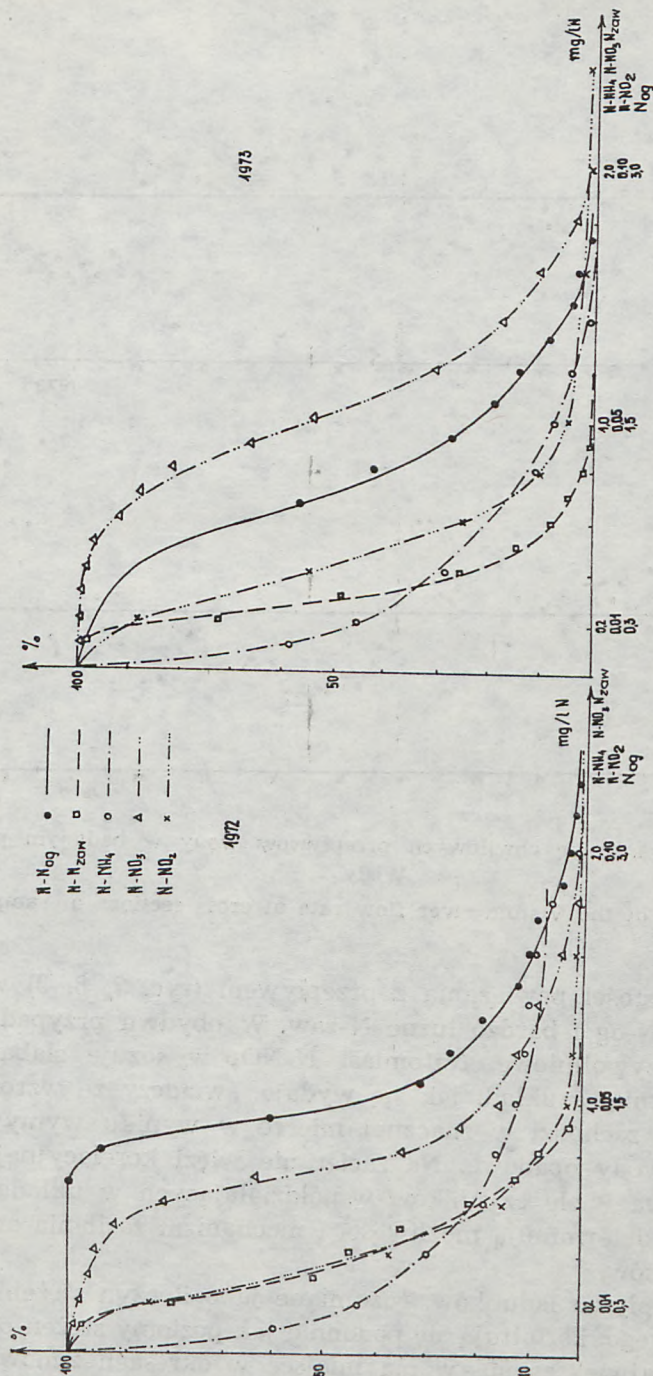


Ryc. 4. Przebieg zmian stężeń azotu azotynowego  
 Fig. 4. Variations in nitric nitrogen concentrations

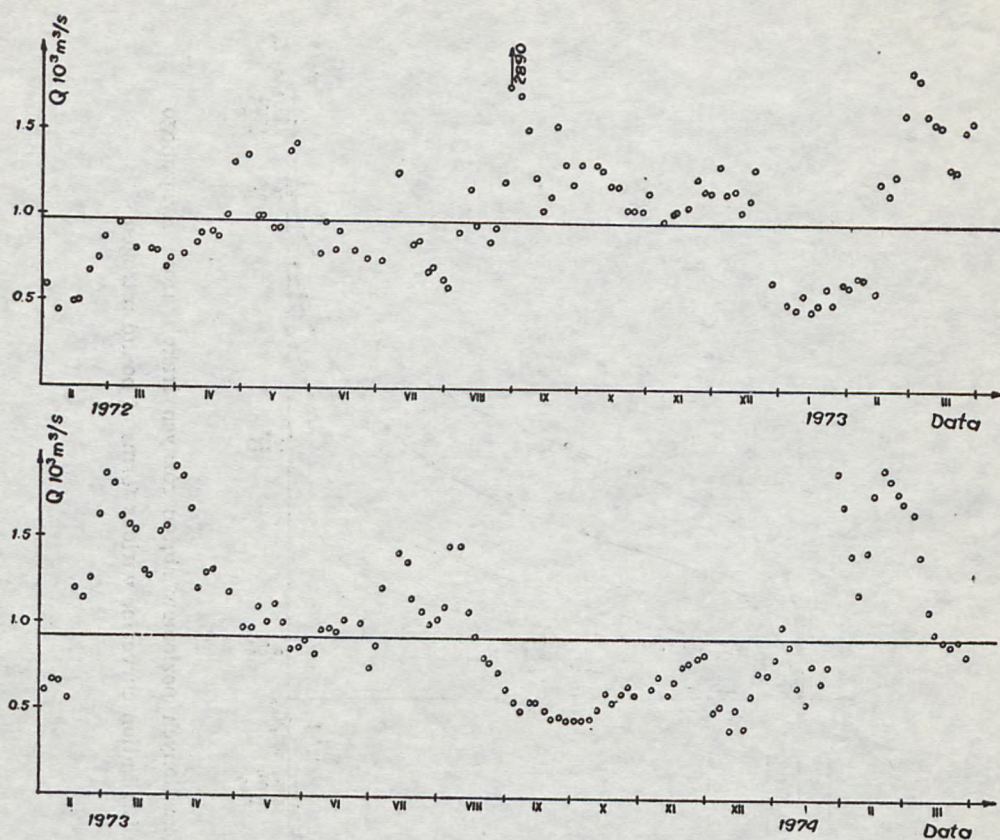
właśnie postaci azotu przez roślinność oraz być może również pewne sezonowe przyspieszenie procesów nitryfikacji. Natomiast wzrost stężeń i maksymalne ich wartości, które występują w okresach pozawegetacyjnych, pozostają w związku z sezonowym zahamowaniem biochemicznej asymilacji odnośnych połączeń oraz zwiększonej w tym okresie intensywności zasilania ze źródeł rozproszonych. Temu ostatniemu sprzyja brak osłony biologicznej wód powierzchniowych oraz zwiększony potencjał żyzności zlewni na skutek nawożenia w tym czasie obszarów rolniczych.

Wartości charakterystyczne stężeń oznaczanych frakcji azotu związanego podano w tabeli 2. Z prawdopodobieństwa występowania określonych wartości (ryc. 5) wynika, że w ciągu roku zawartość N-og utrzymuje się najczęściej w przedziale 0,5—1,5 mg N/dm<sup>3</sup>, N-zaw 0,2—0,5 mg N/dm<sup>3</sup>, N-NH<sub>4</sub> 0,1—0,6 mg N/dm<sup>3</sup>, N-NO<sub>3</sub> 0,2—0,6 mg N/dm<sup>3</sup> oraz N-NO<sub>2</sub> 0,01—0,04 mg N/dm<sup>3</sup>.

Spodziewać się można, że stężenia pozostają w pewnej zależności od przepływu wody występującego w rzece w chwili poboru próbek. W okresie objętym badaniami przepływy te były bardzo różne i zawierały się w przedziale 403—2948 m<sup>3</sup>/s, pozostając jednak najczęściej w granicach 500—1500 m<sup>3</sup>/s (ryc. 6). Zaznacza się wyraźnie znaczna odmienność zjawisk hydrologicznych w poszczególnych latach.



Ryc. 5. Prawdopodobieństwo osiągnięcia określonych poziomów stężeń różnych frakcji azotu związanego  
 Fig. 5. Cumulative frequency distribution curve for various forms of bound nitrogen



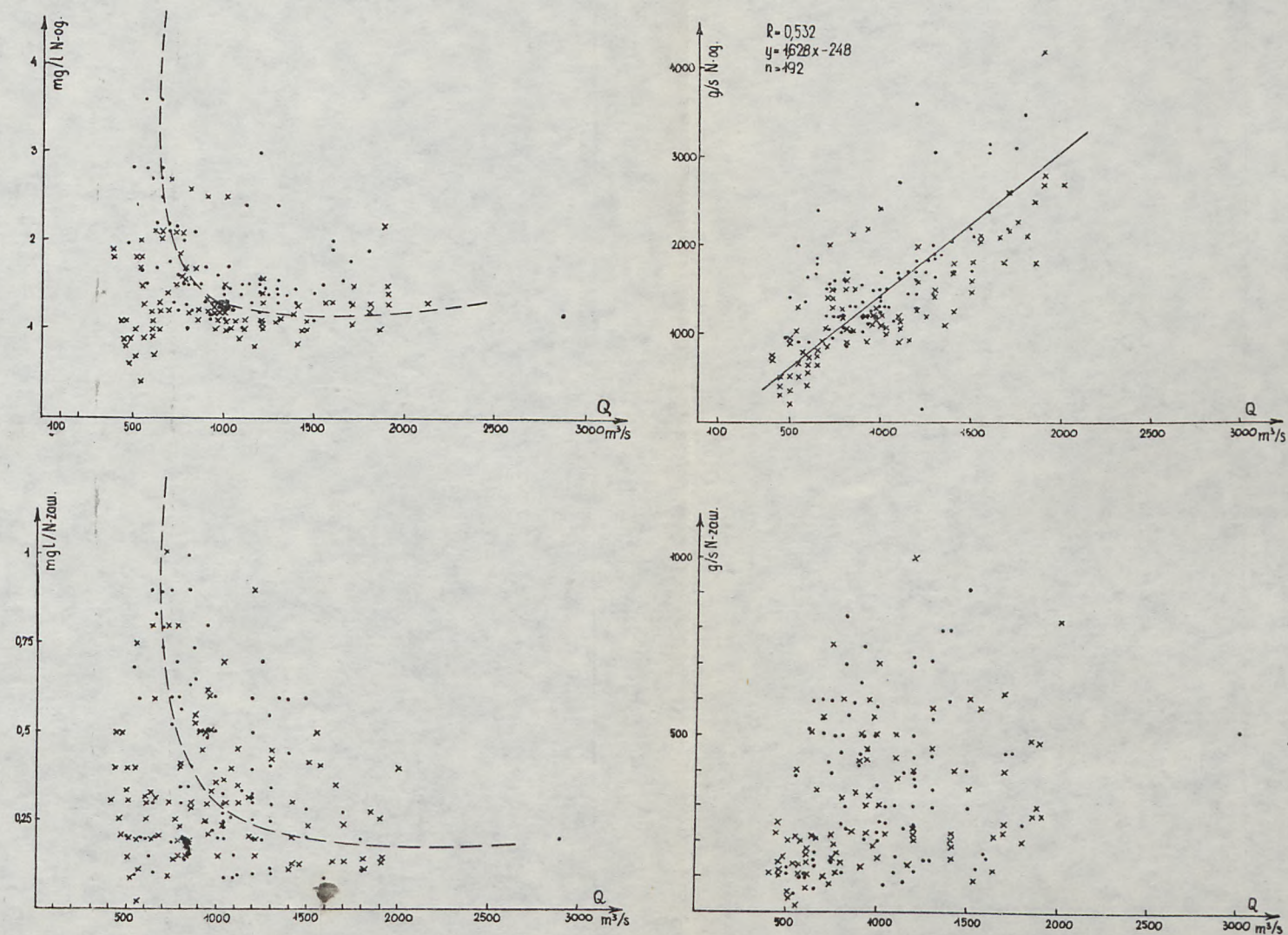
Ryc. 6. Kształtowanie się chwilowych przepływów wody w badanym przekroju Wisły

Fig. 6. Variations of the Vistula river flow rate at cross sections of sampling sites

W rzeczywistości powiązania z przepływem (ryc. 7, 8, 9) wykazują tylko stężenia N-og i bardzo luźne N-zaw. W obydwu przypadkach zależności są krzywoliniowe. Natomiast N-NO<sub>3</sub> wykazuje słabą liniową korelację dodatnią, a układ, jak się wydaje, świadczy że wzrost stężeń tego składnika zachodzi w znacznej mierze w wyniku wymywania ze zlewni przez wody opadowe. Na zacieranie więzi korelacyjnej z przepływem wpływa wiele czynników współdziałających w układach naturalnych, które determinują możliwości i mechanizm zasilania oraz metabolizm składników.

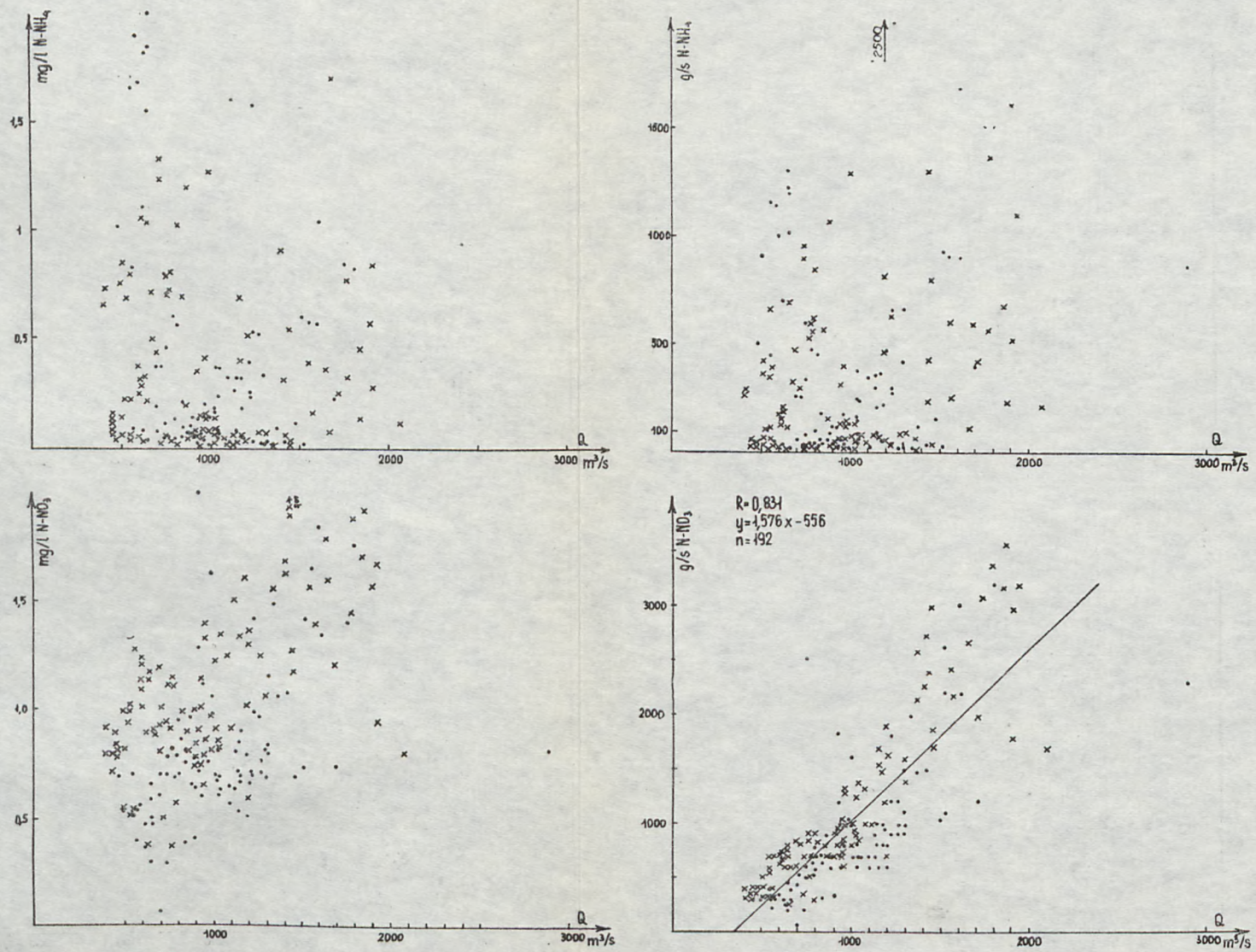
Natężenie spływu ładunków, rozumiane jako iloczyn stężenia i przepływu chwilowego, kształtują się podobnie jak poziomy stężenie odnośnych składników. Największy spływ ma miejsce w okresach zimowych, najmniejszy zaś w czasie letniego rozwoju wegetacji.





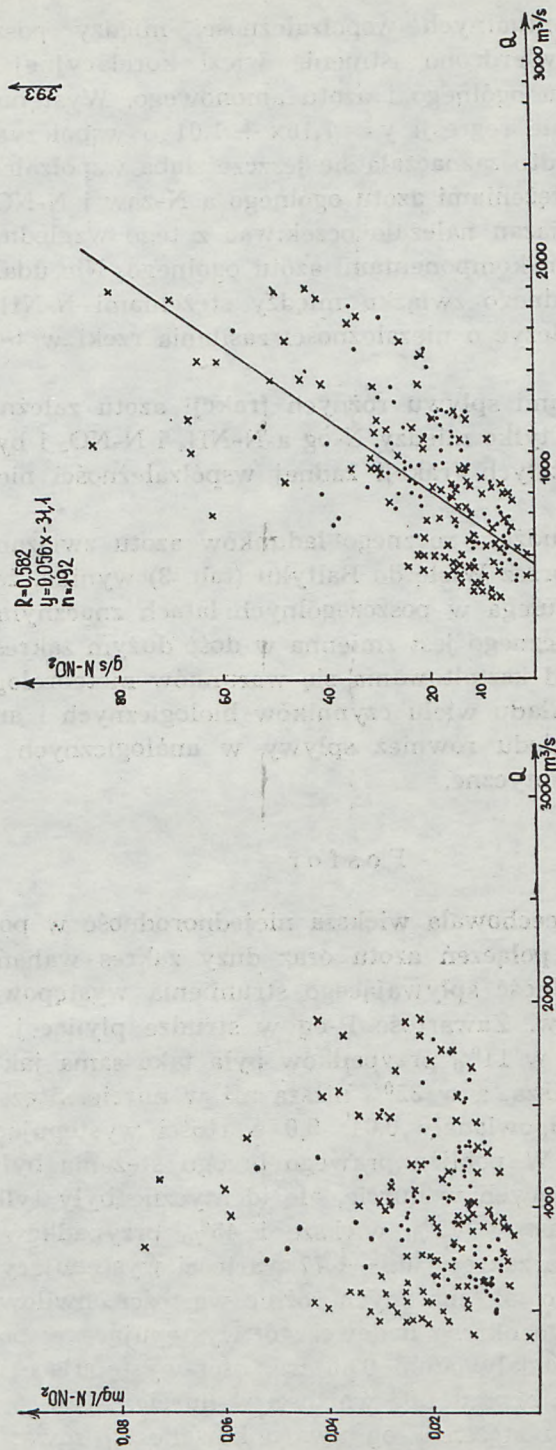
Ryc. 7. Zależność stężeń i natężenia sływu ładunku azotu ogólnego (N-og) i azotu zawiesiny (N-zaw.) od przepływu ( $Q$ );  
 (• 1972, + 1973)

Fig. 7. Relationship between the water flow rate ( $Q$ ) and the concentration and flux intensity of total nitrogen (N-og) and  
 suspended nitrogen (N-zaw.) (• 1972, + 1973)



Ryc. 8. Zależność stężeń i natężenia spływu ładunku azotu amonowego (N-NH<sub>4</sub>) i azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>) od przepływu (Q); (• 1972, + 1973)

Fig. 8. Relationship between the water flow rate (Q) and the concentration and flux intensity of ammonium nitrogen (N-NH<sub>4</sub>) and nitrate nitrogen (N-NO<sub>3</sub>) (• 1972, + 1973)



Ryc. 9. Zależność stężenia i natężenia spływu ładunku azotu azotynowego (N-NO<sub>2</sub>) od przepływu (Q); (• 1972 + 1973) (N-NO<sub>2</sub>); (x 1972 + 1973)

Fig. 9. Relationship between the water flow rate (Q) and the concentration and flux intensity of nitrite nitrogen (N-NO<sub>2</sub>); (• 1972 + 1973)

Poszukując ewentualnych współzależności między poszczególnymi frakcjami azotu, stwierdzono istnienie więzi korelacyjnej tylko między stężeniami azotu ogólnego i azotu amonowego. Występującą zależność oddaje równanie regresji  $y = 1,16x + 1,01$  o współczynniku korelacji  $R = 0,80$ . Ponadto zaznaczała się jeszcze słaba współzależność krzywoliniowa między stężeniami azotu ogólnego a N-zaw i N-NO<sub>3</sub>. Istnienia takich właśnie powiązań należało oczekiwać z tego względu, że N-NH<sub>4</sub> i N-zaw są głównymi komponentami azotu ogólnego. Nie udało się natomiast stwierdzić żadnego związku między stężeniami N-NH<sub>4</sub> i N-NO<sub>3</sub>, co wydaje się świadczyć o niezależności zasilania rzeki w te zasadnicze składniki nawozowe.

Między natężeniami spływu różnych frakcji azotu zależność korelacyjna zaznaczała się tylko między N-og a N-NH<sub>4</sub> i N-NO<sub>3</sub> i była liniowego typu. Dla pozostałych frakcji żadnej współzależności nie udało się stwierdzić.

Z wyliczonego budżetu rocznego ładunków azotu związanego i jego frakcji zrzucanych przez Wisłę do Bałtyku (tab. 3) wynika, że charakter spływu składników ulega w poszczególnych latach znacznym zmianom. Wielkość ładunku rocznego jest zmienna w dość dużym zakresie i zależy w głównej mierze od kształtowania się warunków meteorologicznych w danym roku oraz układu wielu czynników biologicznych i antropogenicznych. Z tego względu również spływy w analogicznych miesiącach różnych lat nie są identyczne.

### Fosfor

Stężenia fosforu cechowała większa niejednorodność w poprzecznym przekroju rzeki niż połączeń azotu oraz duży zakres wahań w czasie (tab. 4). Niejednorodność spływającego strumienia występowała w ponad 80% przypadków. Zawartość P-og w strudze płynącej w pobliżu lewego brzegu tylko w 11% przypadków była taka sama jak w nurcie, w 54% zaś była wyższa, a w 35% niższa niż w nurcie. Stężenia w pobliżu tego brzegu odpowiadały 0,04—9,0 wartości występującej w głównym nurcie rzeki. W pobliżu prawego brzegu stężenia były bardziej zbliżone do występujących w nurcie, ale identyczne były tylko w 13% przypadków, natomiast w 42% większe i 45% przypadków mniejsze, pozostając w ogólnym zakresie 0,1—1,77 wartości występujących w nurcie głównym. Pomimo tak znacznych różnic wartości chwilowych, średnie stężenia dla całego okresu badawczego, występujące w pobliżu prawego brzegu, odpowiadały około 0,88 wartości występującej w nurcie, a w strudze z lewego brzegu 1,05 wartości w nurcie. Różnice w poprzecznym rozmieszczeniu stężeń P-og uwarunkowane są zawartością fra-

Tabela 1  
Table 1

Ekstremalne i średnie stężenia azotu w wodzie Wisły oraz różnice stężeń w stosunku do wartości występującej w nurcie (mg N/dm<sup>3</sup>)  
 $C_1$  — brzeg lewy,  $C_2$  — nurt rzeki,  $C_3$  — brzeg prawy,  $\Delta_1 = C_2 - C_1$ ,  $\Delta_2 = C_2 - C_3$   
 Average and extreme concentrations of nitrogen in Vistula river water and concentration differences between mid-stream and both sides of the river (in mg N/dm<sup>3</sup>)  
 $C_1$  — left bank,  $C_2$  — mid-stream,  $C_3$  — right bank,  $\Delta_1 = C_2 - C_1$ ,  $\Delta_2 = C_2 - C_3$

Okres	Składnik	Azot ogólny (N-og)					Azot zawieszony (N-zaw)					Azot amoniakalny (N-NH <sub>4</sub> )					Azot azotanowy (N-NO <sub>3</sub> )					Azot azotynowy (N-NO <sub>2</sub> )				
		C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>	$\Delta_1$	$\Delta_2$	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>	$\Delta_1$	$\Delta_2$	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>	$\Delta_1$	$\Delta_2$	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>	$\Delta_1$	$\Delta_2$	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>	$\Delta_1$	$\Delta_2$
1972	Maksymalne	3,61	3,62	3,60	0,52	0,76	1,24	1,08	0,84	0,56	0,52	2,07	2,11	2,14	0,10	0,22	1,96	1,93	2,21	0,16	0,40	0,131	0,140	0,134	0,009	0,008
	Minimalne	0,96	1,08	1,04	-0,60	-0,16	0,04	0,04	0,08	-0,36	-0,40	0,00	0,00	0,00	-0,10	-0,07	0,05	0,07	0,03	-0,22	-0,28	0,007	0,007	0,007	-0,12	-0,007
	Średn. arytm.	1,66	1,65	1,61	-0,004	0,003	0,40	0,38	0,36	-0,017	0,022	0,44	0,44	0,43	-0,004	0,006	0,82	0,81	0,81	-0,01	0,01	0,021	0,020	0,019	-0,0007	0,0008
	Średn. modalne	1,35	1,36	1,35	-0,03	-0,03	0,28	0,20	0,19	-0,04	-0,03	0,06	0,06	0,06	-0,009	-0,001	0,73	0,70	0,68	0,01	-0,003	0,016	0,016	0,016	-0,001	0,001
	Mediana	1,50	1,48	1,44	-0,02	0,00	0,29	0,32	0,29	-0,03	-0,01	0,20	0,19	0,20	-0,005	0,005	0,75	0,74	0,73	0,001	0,006	0,018	0,020	0,017	-0,0007	-0,004
1973	Maksymalne	2,69	2,70	2,72	0,43	0,29	1,06	0,93	1,22	0,40	0,26	1,45	1,62	1,80	0,17	0,10	2,06	2,07	2,08	0,26	0,39	0,176	0,165	0,168	0,020	0,023
	Minimalne	0,51	0,42	0,42	-0,48	-0,24	0,03	0,03	0,03	-0,48	-0,29	0,00	0,00	0,00	-0,09	-0,18	0,35	0,35	0,36	-0,27	-0,26	0,002	0,002	0,001	-0,022	-0,030
	Średn. arytm.	1,32	1,32	1,32	0,007	0,001	0,32	0,32	0,32	-0,003	-0,003	0,34	0,36	0,34	0,007	0,001	1,10	1,10	1,10	-0,009	-0,005	0,024	0,025	0,027	0,001	0,002
	Średn. modalne	1,26	1,23	1,19	-0,01	-0,03	0,18	0,14	0,17	-0,03	-0,03	0,06	0,06	0,06	-0,007	-0,004	0,92	0,93	0,87	0,02	0,003	0,018	0,020	0,023	0,002	0,003
	Mediana	1,25	1,25	1,24	-0,01	-0,02	0,26	0,27	0,27	-0,02	-0,02	0,19	0,19	0,19	0,001	0,000	1,03	1,02	1,03	0,015	0,001	0,021	0,022	0,024	0,002	0,0002

Tabela 2

Table 2

Stężenia uśrednione w poprzecznym przekroju rzeki: wartości ekstremalne, średnie oraz odchylenia standardowe i współczynniki zmienności. Stężenia podano w mg N/dm<sup>3</sup>  
 Concentrations averaged for transverse section of the river: extreme and mean values, standard deviations and coefficients of variation. Concentrations are expressed in mg N/dm<sup>3</sup>

Okres	Przepływ wody, m <sup>3</sup> /s					Azot ogólny (N-og)					Azot zawiesiny (N-zaw)					Azot amoniakalny (N-NH <sub>4</sub> )					Azot azotanowy (N-NO <sub>3</sub> )					Azot azotynowy (N-NO <sub>2</sub> )				
	min.	max.	średn.	S	S%	min.	max.	średn.	S	S%	min.	max.	średn.	S	S%	min.	max.	średn.	S	S%	min.	max.	średn.	S	S%	min.	max.	średn.	S	S%
Wiosna: 21 III—20 VI 72	705	14 0	958	209	22	1,22	2,18	1,55	0,33	20	0,34	0,83	0,61	0,14	23	0,01	0,60	0,14	0,16	114	0,61	2,00	0,97	0,35	35	0,007	0,048	0,019	0,010	51
Lato: 21 VI—20 IX 72	576	2890	1065	495	48	1,04	3,58	1,29	0,36	28	0,10	1,00	0,46	0,26	56	0,03	0,27	0,11	0,07	63	0,06	1,11	0,63	0,26	41	0,007	0,136	0,032	0,027	84
Jesień: 21 IX—20 XII 72	978	1520	1159	123	11	1,13	1,70	1,39	0,13	9	0,08	0,61	0,27	0,11	41	0,00	0,52	0,19	0,15	79	0,54	0,89	0,71	0,08	11	0,012	0,027	0,017	0,005	29
Zima: 21 XII 72—20 III 73	504	1860	919	480	49	1,38	3,62	2,25	0,57	25	0,08	0,68	0,19	0,12	63	0,53	1,98	1,27	0,55	43	0,48	1,85	0,93	0,44	47	0,008	0,022	0,013	0,004	31
Rok I	504	2890	1044	369	35	1,04	3,62	1,62	0,53	33	0,08	1,00	0,38	0,23	61	0,00	1,98	0,43	0,57	132	0,06	2,00	0,81	0,34	42	0,007	0,136	0,020	0,016	80
Wiosna: 21 III—20 VI 73	882	1919	1183	308	26	0,90	1,49	1,17	0,15	13	0,05	0,68	0,37	0,15	41	0,04	0,52	0,13	0,11	85	0,65	1,73	1,10	0,32	29	0,006	0,050	0,021	0,013	62
Lato: 21 VI—20 IX 73	502	2070	962	378	39	0,70	1,85	1,16	0,26	22	0,17	1,03	0,46	0,24	52	0,00	0,14	0,04	0,03	75	0,37	1,70	0,93	0,37	40	0,005	0,168	0,036	0,035	99
Jesień: 21 IX—20 XII 73	403	837	582	125	19	0,44	2,06	1,22	0,51	42	0,07	0,50	0,25	0,11	44	0,04	1,07	0,43	0,29	67	0,72	1,24	0,96	0,24	25	0,002	0,044	0,022	0,012	57
Zima: 21 XII 73—20 III 74	545	1920	1218	457	37	1,02	2,70	1,69	0,50	30	0,03	0,56	0,18	0,10	52	0,25	1,62	0,76	0,37	49	0,76	2,07	1,34	0,40	30	0,011	0,077	0,021	0,012	57
Rok II	403	2070	984	424	43	0,44	2,70	1,31	0,45	34	0,03	1,03	0,32	0,19	59	0,00	1,62	0,34	0,37	109	0,37	2,07	1,08	0,37	34	0,002	0,168	0,025	0,022	88
Cykl dwuletni	403	2890	1012	400	40	0,44	3,62	1,46	0,51	35	0,03	1,03	0,34	0,21	62	0,00	1,98	0,38	0,48	126	0,06	2,07	0,95	0,38	40	0,002	0,168	0,023	0,019	82

Tabela 3 — Table 3

Miesięczne i roczne ładunki azotu związanego zrucane przez Wisłę do Bałtyku. Azot: związany (N-zw), ogólny (N-og), zawieszony (N-zaw), amoniakalny (N-NH<sub>4</sub>), azotanowy (N-NO<sub>3</sub>), azotynowy (N-NO<sub>2</sub>). N-zw = N-og + (N-NO<sub>3</sub>) + (N-NO<sub>2</sub>)  
 Monthly and annual load of bound nitrogen discharged into the Baltic with Vistula river water: Nitrogen: bound (N-zw), total (N-og) suspended (N-zaw), ammonium (N-NH<sub>4</sub>), nitrite (N-NO<sub>2</sub>), nitrate (N-NO<sub>3</sub>). N-zw = N-og + (N-NO<sub>3</sub>) + (N-NO<sub>2</sub>)

Okres	Spływ wody		N-zw		N-og		N-zaw		N-NH <sub>4</sub>		N-NO <sub>2</sub>		N-NO <sub>3</sub>	
	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	N-zw	t N	% Nzw	t N	% Nzw	t N	% Nzw	t N	% Nzw	t N	% Nzw	t N	% Nzw
III 72	2354	7759	5957	78,0	1046	13,5	2812	36,2	20	0,3	1782	22,0		
IV 72	2329	6231	3987	64,0	1609	25,8	344	5,5	55	0,9	2189	35,1		
V 72	2964	7956	4029	50,6	1592	20,0	100	1,2	49	0,6	3878	48,7		
VI 72	2287	4889	3189	65,2	1253	25,6	160	3,3	65	1,3	1635	33,4		
VII 72	2297	5137	3685	71,7	1500	29,2	109	2,1	54	1,0	1398	27,2		
VIII 72	2748	6024	4024	66,8	1085	18,0	492	8,2	128	2,1	1872	31,0		
IX 72	3698	7258	4455	61,4	1082	14,9	540	7,4	125	1,7	2678	36,9		
X 72	3169	6945	4428	63,7	943	13,6	112	1,6	49	0,7	2468	35,5		
XI 72	2784	5418	3489	64,4	716	13,2	679	12,5	65	1,1	1867	34,4		
XII 72	2957	6618	4466	67,5	610	9,2	1242	18,7	38	0,6	2114	31,9		
I 73	1640	4802	3735	77,8	296	6,2	2139	44,5	14	0,3	1053	21,9		
II 73	2377	8210	6082	61,0	479	5,8	3811	46,4	35	0,4	2093	25,5		
Rok I	31604	77247	51526	66,7	12211	15,8	12540	16,2	694	0,9	25027	32,4		
III 73	4129	13056	6532	50,0	707	5,4	2379	18,2	98	0,8	6426	49,2		
IV 73	3618	9140	4095	44,8	1273	13,9	371	4,1	80	0,9	4965	51,3		
V 73	2597	4973	2705	54,4	1051	21,1	203	4,1	28	0,6	2240	45,0		
VI 73	2313	5299	2967	56,0	1193	22,5	210	3,9	55	1,0	2277	43,0		
VII 73	3403	7097	3260	44,0	1329	19,8	162	2,2	246	3,3	3891	52,6		
VIII 73	2642	5512	2948	53,5	1228	22,3	63	1,1	63	1,1	2501	45,4		
IX 73	1356	2410	1488	61,7	522	21,7	87	3,6	31	1,3	891	37,0		
X 73	1410	2784	1244	44,7	383	13,8	324	12,0	45	1,6	1495	53,7		
XI 73	1808	4600	2548	55,4	407	8,8	1013	22,0	40	0,9	2012	43,7		
XII 73	1570	4777	3263	68,3	377	7,9	1491	31,2	30	0,6	1484	31,1		
I 74	2526	7883	5301	67,3	523	6,6	2521	31,9	57	0,7	2525	32,0		
II 74	3858	11570	5087	44,0	544	4,7	2513	21,7	80	0,7	6403	55,3		
Rok II	31230	79401	41438	52,2	9537	12,0	11337	14,3	353	1,1	37110	46,7		

Tabela 4  
Table 4

Ekstremalne i średnie stężenia fosforu w wodzie Wisły oraz różnice stężeń w stosunku do wartości występującej w nurcie ( $\mu\text{g P/dm}^3$ )

$C_1$  — brzeg lewy,  $C_2$  — nurt rzeki,  $C_3$  — brzeg prawy,  $\Delta_1 = C_2 - C_1$ ,  $\Delta_2 = C_2 - C_3$

Average and extreme concentrations of phosphorus in Vistula water and concentration differences in relation to the value in the middle of the stream (in  $\mu\text{g P/dm}^3$ )

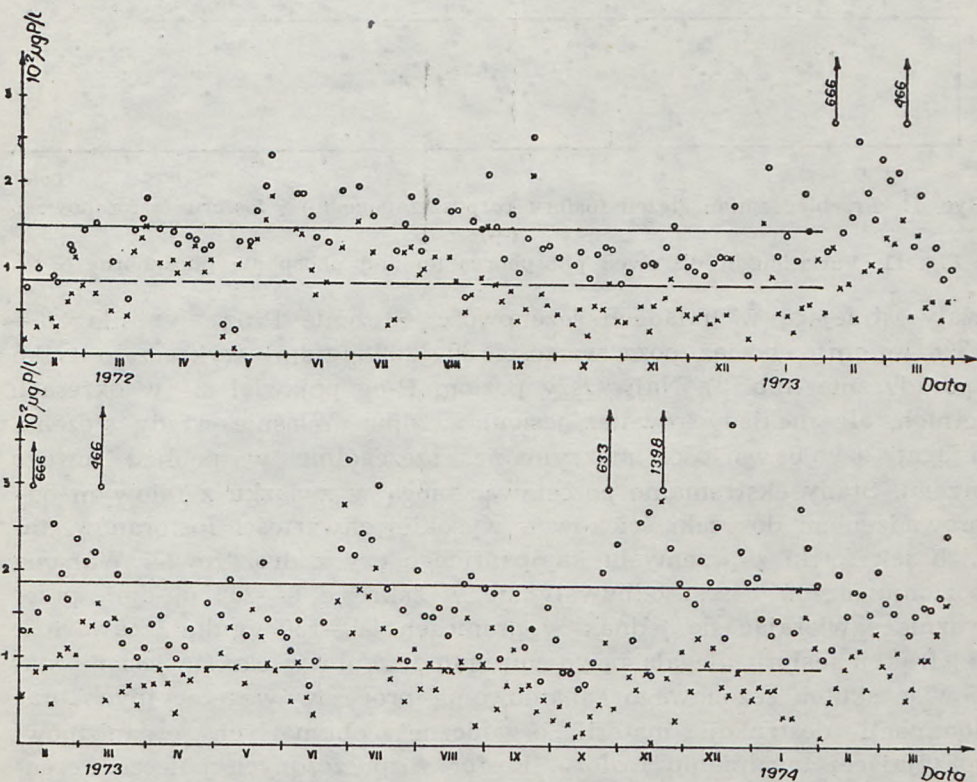
$C_1$  — left bank,  $C_2$  — mid-stream,  $C_3$  — right bank  $\Delta_1 = C_2 - C_1$ ,  $\Delta_2 = C_2 - C_3$

Okres	Składnik	Fosfor ogólny (P-og)					Fosfor sestonowy (P-sest)					Fosfor fosforanowy (P-fosf)				
		$C_1$	$C_2$	$C_3$	$\Delta_1$	$\Delta_2$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$\Delta_1$	$\Delta_2$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$\Delta_1$	$\Delta_2$
1972	Maksymalne	1148	666	303	187	481	253	245	193	167	167	600	348	152	32	25
	Minimalne	31	22	39	-482	-54	9	0	13	-135	-53	6	6	6	-252	-22
	Średn. arytm.	171	167	150	-9	-9	85	92	86	-1	4	56	50	42	-7	8
	Średn. modalne	160	126	167	-23	13	97	108	88	1	10	37	66	42	-12	5
	Mediana	145	111	134	-2	7	79	84	85	-2	10	40	36	41	3	2
1973	Maksymalne	1844	2620	326	2525	2360	244	293	290	515	462	1244	1654	160	576	155
	Minimalne	64	47	76	-1643	-92	1	4	7	-98	-60	0	0	0	-1165	-119
	Średn. arytm.	193	181	158	1	1	86	88	84	-2	3	69	59	43	-20	15
	Średn. modalne	184	176	186	3	3	92	102	74	-3	11	57	55	53	-21	35
	Mediana	145	141	141	0	0	83	81	89	-2	-1	33	34	38	9	5

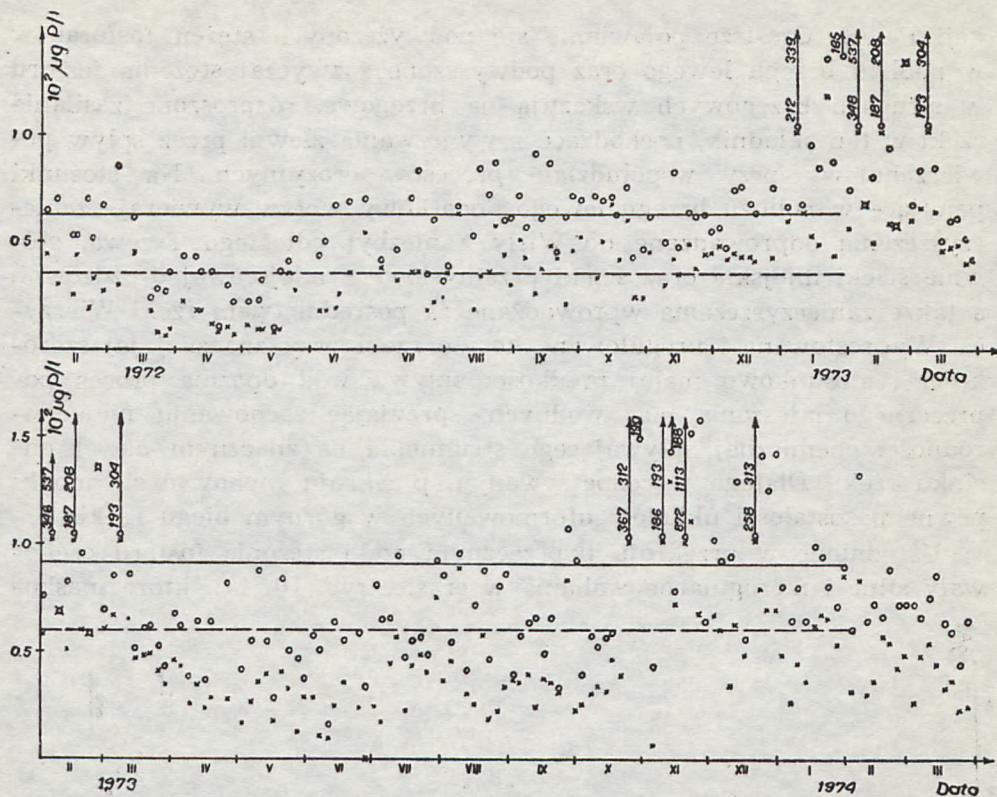


keji P-sest. Częstsze pojawianie się podwyższonych stężeń fosforanów w pobliżu brzegu lewego oraz podwyższone zazwyczaj stężenia fosforu w strugach brzegowych wskazują na brzegowe, rozproszone zasilanie rzeki w ten składnik, pochodzące z wymywania zlewni przez spływ powierzchniowy przy współdziałaniu procesów erozyjnych. Na stosunki panujące w pobliżu brzegu lewego dodatkowy wpływ wywierają zanieczyszczenia odprowadzane do Wisły z niezbyt odległego Tczewa, głównie ścieki miejskie oraz ścieki przemysłowe z miejscowej drożdźni, a także zanieczyszczenia wprowadzane za pośrednictwem rzeki Wierzyca. Wyprostowane i uregulowane koryto rzeki przy znacznej jej szerokości i stosunkowo małej prędkości spływu wód opóźnia proces poprzecznego mieszania mas wodnych, sprzyjając zachowaniu niejednorodności chemicznej spływającego strumienia na znacznym nawet odcinku rzeki. Dlatego w rozpatrywanym przekroju zachować się mogły pewne pozostałości układów uformowanych w górnym biegu rzeki.

Uśrednione w przekroju poprzecznym rzeki stężenia fosforu cechowały silne i nieregularne wahania w czasie (ryc. 10, 11), które masko-



Ryc. 10. Przebieg zmian stężeń fosforu ogólnego (o) i fosforu sestonowego (+)  
 Fig. 10. Variation of the total phosphorus (o) and sestone phosphorus (+)



Ryc. 11. Przebieg zmian stężeń fosforu rozpuszczonego (o) i fosforu fosforanowego (+)

Fig. 11. Variation of dissolved phosphorus (o) and phosphate phosphorus (+)

wały istniejącą w układach sezonowość. Stężenie P-og wynosiło 28—1398  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ , chociaż poza wartości 80—200  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$  wykraczało tylko sporadycznie (tab. 5). Najwyższy poziom P-og pojawiał się w okresach letnich, ale niekiedy również jesienią i zimą. Właśnie wtedy stężenia osiągały swoje wartości maksymalne, szczególnie w pobliżu lewego brzegu. Stany ekstremalne pozostawać mogą w związku z falowym odprowadzeniem do rzeki ścieków o wysokiej zawartości fosforanów, takich jak ścieki z przemysłu kampanijnego czy z drożdżowni. Wahania poziomu stężeń P-sest odbywały się w zakresie 6—262  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ , przeważnie zawierając się jednak w granicach 30—130  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ . Zawartość tej frakcji fosforu ulegała pewnemu zmniejszeniu w okresie jesieni, stanowiąc skutek sezonowego zahamowania procesów wegetacyjnych oraz dominacji destrukcji materii organicznej obumarłych organizmów, sprzyjającej uwalnianiu fosforu. Fosfor rozpuszczonych połączeń organicznych i mineralnych występował w stężeniach 8—1113  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$  przeważnie jednak w przedziale węższym, 30—80  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ . Stężenia fosfora-

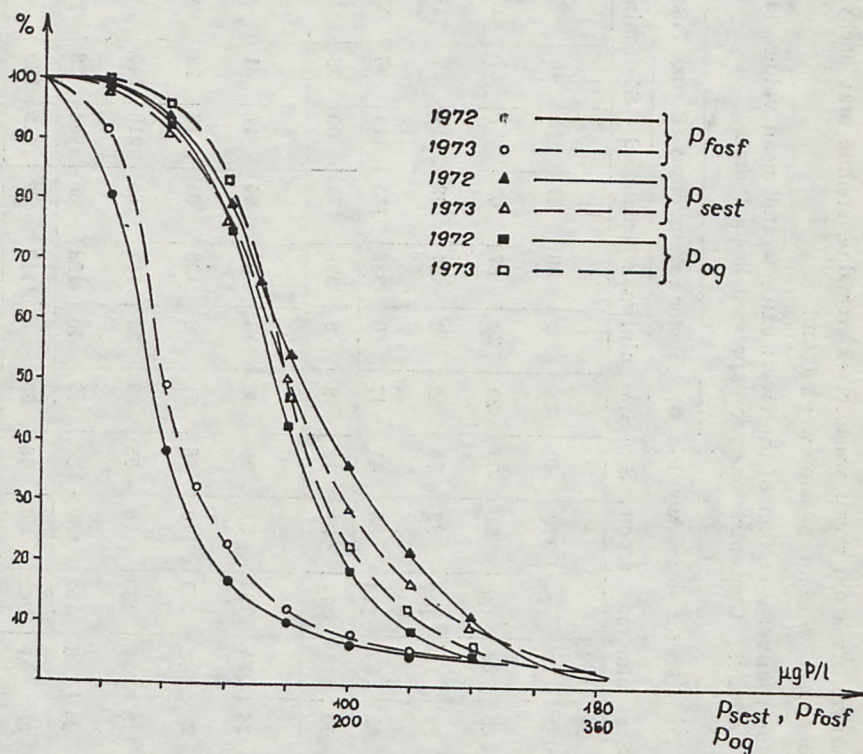
Tabela 5  
Table 5

Stężenia fosforu uśrednione w poprzecznym przekroju rzeki: wartości ekstremalne, średnie oraz odchylenia standardowe i współczynniki zmienności. Stężenia podano w  $\mu\text{g P/dm}^3$

Phosphorus concentrations averaged for transverse section of the river: extreme and mean values, standard deviations and coefficients of variation. Concentrations are expressed in  $\mu\text{g P/dm}^3$

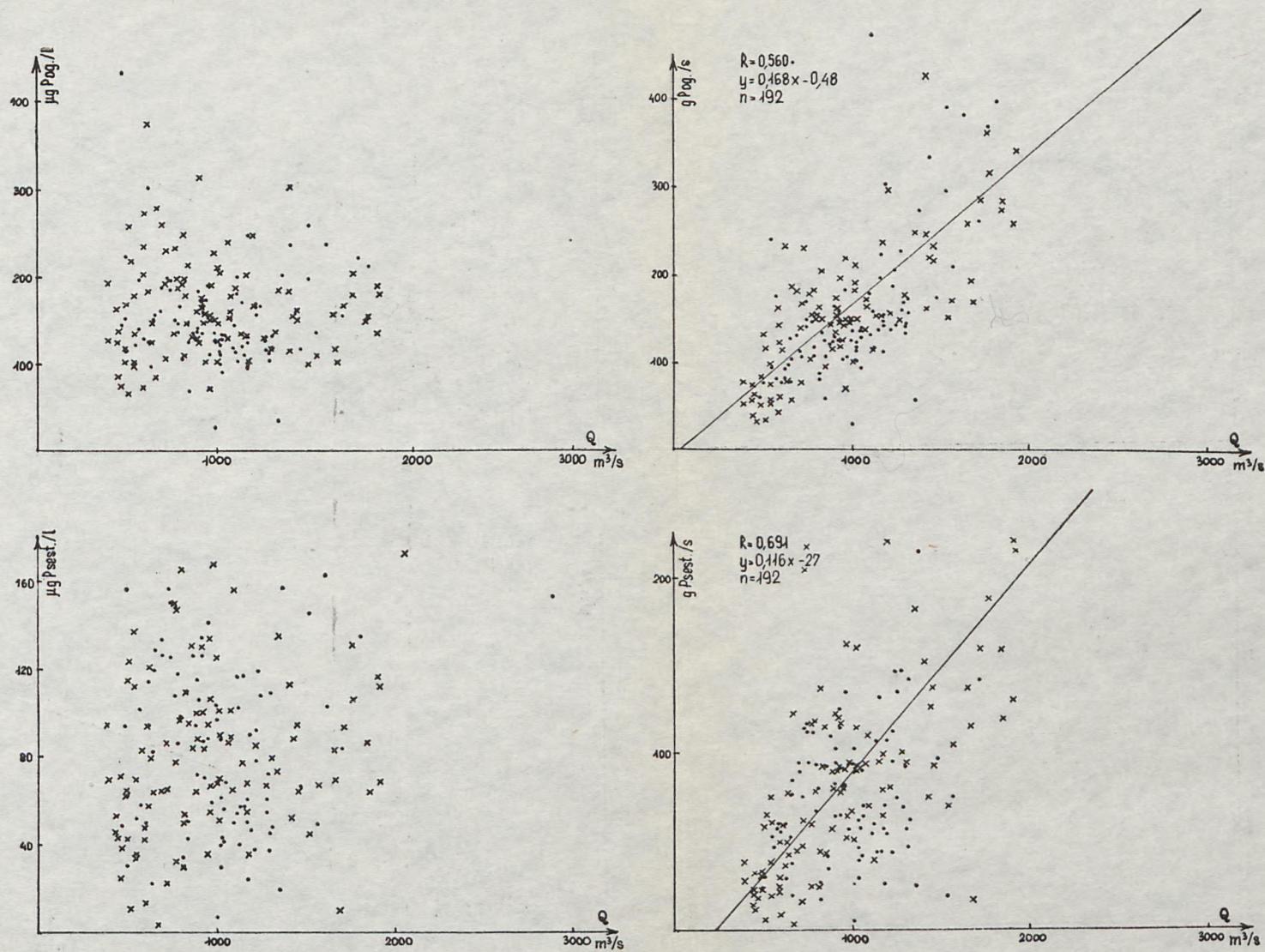
Okres	Fosfor ogólny (P-og)			Fosfor sestonowy (P-sest)			Fosfor rozpuszczony (P-roz)			Fosfor fosforanowy (P-fosf)										
	min.	max.	średn.	S	S%	min.	max.	średn.	S	S%	min.	max.	średn.	S	S%					
Wiosna: 21 III—20 VI 72	28	208	146	45	31	15	173	110	40	36	8	80	37	15	40	7	36	16	9	56
Lato: 21 VI—20 IX 72	89	206	152	35	23	29	160	91	35	38	32	87	63	17	27	16	58	38	12	31
Jesień: 21 IX—20 XII 72	85	192	125	33	26	14	142	62	36	58	40	87	63	11	17	19	68	42	10	24
Zima: 21 XII 72—20 III 73	99	433	221	132	59	25	244	88	41	47	46	339	133	114	86	33	242	98	76	77
Rok I	28	433	160	82	50	14	244	87	42	49	8	339	74	69	93	7	242	49	50	100
Wiosna: 21 III—20 VI 73	71	245	135	32	24	35	156	81	29	36	16	96	54	17	31	9	50	29	11	38
Lato: 21 VI—20 IX 73	100	303	174	55	31	48	262	110	56	51	8	103	64	18	28	4	86	37	18	50
Jesień: 21 IX—20 XII 73	75	1398	234	265	113	21	130	70	55	78	25	1113	165	218	140	6	872	116	174	150
Zima: 21 XII 73—20 III 74	88	301	167	41	25	56	152	82	37	45	43	158	85	24	28	23	121	52	17	33
Rok II	71	1398	178	143	80	21	262	86	48	56	8	1113	92	119	130	4	872	58	94	160
Cykl dwuletni	28	1398	170	118	67	14	262	87	45	51	8	1113	84	99	118	4	872	54	77	142

nów zawierały się zakresie 4—872  $\mu\text{g P/dm}^3$ , pozostając jednak najczęściej w granicach 10—70  $\mu\text{g P/dm}^3$ . Najniższe stężenia rozpuszczonych frakcji fosforu stwierdzono w okresie wiosny, kiedy składnik ten jest intensywnie asymilowany przez rozwijającą się roślinność. Prawdopodobieństwo osiągnięcia określonych poziomów stężeń frakcji fosforu pokazano na diagramach (ryc. 12).



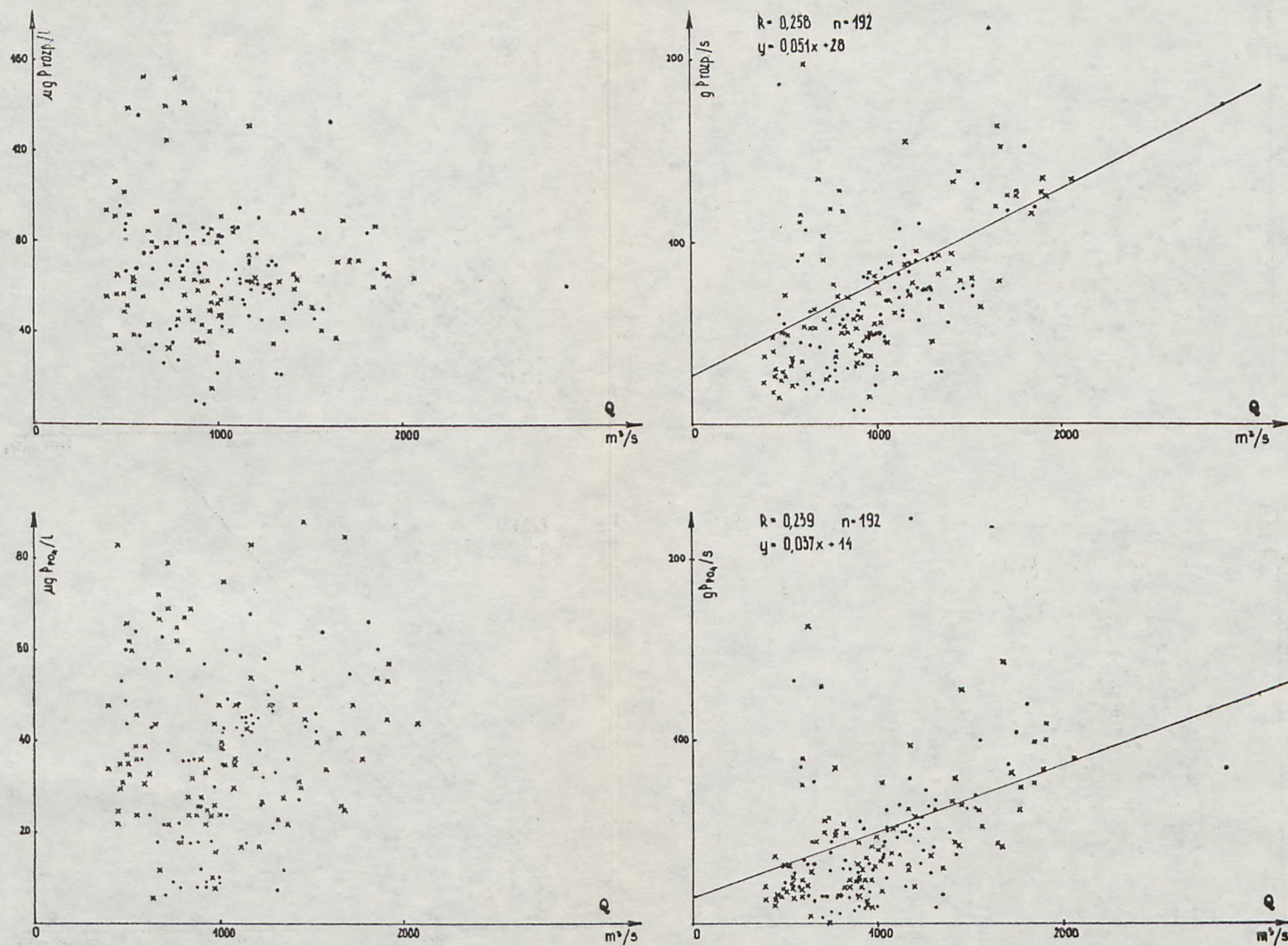
Ryc 12. Prawdopodobieństwo osiągnięcia określonych poziomów stężeń frakcji fosforu  
Fig. 12. Cumulative frequency distribution curve for various forms of phosphorus

Między stężeniami fosforu a przepływem nie udało się stwierdzić wyraźniejszej współzależności (ryc. 13, 14). Układy punktów wydają się jednak wskazywać na bardzo luźną krzywoliniową zależność między zmiennymi. Ze wzrostem przepływu stężenie zdaje się początkowo dość szybko spadać na skutek rozcieńczającego działania wód opadowych, a po osiągnięciu pewnego minimum znowu rośnie pod wpływem ładunku przynieszonego ze zlewni. Dlatego natężenie spływu ładunków wykazuje dla wszystkich składników dobrą korelację dodatnią z przepływem. Współzależność między stężeniami poszczególnych frakcji fosforu ujawniła się tylko między P-og a P-fosf i P-sest oraz między P-roz i P-fosf jako dodatnia zależność liniowa o wysokich współczyn-



Ryc. 13. Zależność stężeń i natężenia splywu ładunku fosforu ogólnego (P-og) i fosforu sestonowego (P-sest) od przepływu (Q); (• 1972, + 1973)

Fig. 13. Relationship between the water flow rate (P-og) and the concentration and intensity flux of the total phosphorus (Q) and sestone phosphorus (P-sest) (• 1972, + 1973)



Ryc. 14. Zależność stężeń i natężenia spływu ładunku fosforu rozpuszczonego (P-rozp) i fosforu fosforanowego (P-PO<sub>4</sub>) od przepływu (Q); (· 1972, + 1973)

Fig. 14. Relationship between the water flow rate (Q) and the concentration and intensity flux of dissolved phosphorus (P-rozp) and phosphate phosphorus (P-PO<sub>4</sub>); (· 1972, + 1973)

nikach korelacji, co wynikało z wzajemnych powiązań istniejących między tymi zmiennymi. Pozostałe pary nie wykazywały żadnej współzależności albo bardzo słabą korelację krzywoliniową.

Natężenie spływu ładunku fosforu ulegało dużym zmianom o losowym charakterze. Między natężeniami spływu poszczególnych frakcji fosforu występują wzajemne zależności, szczególnie bliskie w parach zmiennych: P-og i P-sest oraz P-roz i P-fosf. Układy takie wynikają z bezpośrednich powiązań istniejących między komponentem a frakcją wyższego rzędu. Dlatego też brak współzależności w parach: P-roz i P-sest oraz P-fosf i P-sest.

Nie udało się stwierdzić istnienia żadnej zależności wzajemnej między stężeniami połączeń azotu a stężeniami połączeń fosforu ani też między natężeniami spływu odnośnych połączeń. Brak korelacji między tymi zasadniczymi grupami elementów biogenych wskazuje na pewną niezależność tych składników w mechanizmie zasilania rzeki.

W rocznych budżetach ładunku fosforu (tab. 6) spływającego Wisłą do Bałtyku zachodzą znaczne wahania o charakterze losowym, chociaż jednocześnie występuje dość wyraźna sezonowość spływu, przynajmniej niektórych jego frakcji. Pociąga to za sobą konsekwencje, o których wspomniano przy rozważaniach dotyczących ładunku azotu. Z obliczeń wynika jednak, że w następujących po sobie okresach rocznych miał miejsce wzrost ładunku fosforanów, chociaż znacznie mniejszy niż stwierdzony w tymże okresie wzrost ładunku azotu azotanów. Taka dynamika tych dwóch zasadniczych składników mineralnego nawożenia jest prawdopodobnie następstwem intensyfikacji nawożeń rolniczych.

#### 4. DYSKUSJA

Przedstawione wyniki badań wykazały, że wody dolnej Wisły są bardzo zasobne w związki azotu i połączenia fosforu, stanowiące kluczowe elementy biogenne środowisk wodnych [11]. Stwierdzony stan dobrze wyjaśnia symptomy silnej eutrofizacji rzeki, pojawiające się już od szeregu lat w postaci permanentnych zakwitów glonowych głównie na skutek masowego rozwoju okrzemek i wiciowców [15, 16]. Dostarczając więc do Bałtyku znacznych ilości biogenów, Wisła przyczynia się w określonym stopniu do jego eutrofizacji. Miarą tego jest wielkość zrzucanego ładunku oraz jego udział w ogólnym obciążeniu morza biogenami. Ładunek azotu i fosforu spływający w okresach rocznych do Bałtyku, jego skład frakcyjny oraz średnie stężenia roczne składników podano w zestawieniu (tab. 7). Wielkość ładunku rocznego nie stanowi, jak widać, wartości stałej, ale ulega znacznym wahaniom o losowym charakterze, związanym przede wszystkim z odmiennym kształtowaniem się warun-

Tabela 6

Table 6

Miesięczne i roczne ładunki fosforu zrzucane przez Wisłę do Bałtyku  
 Fosfor: ogólny (P-og), sestonowy (P-sest), rozpuszczony (P-roz), fosforanowy (P-fosf)  
 Monthly and annual load of phosphorus discharged into the Baltic with Vistula  
 river water.

Phosphorus: total (P-og), sestone (P-sest), dissolved (P-roz), phosphate (P-fosf)

Okres	Spływ wody 10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup>	P-og t P	P-sest		P-roz		P-fosf		
			t P	% P-og	t P	% P-og	t P	% P-og	% P-roz
III 72	2354	310,5	189,0	61	121,5	39	58,6	19	48
IV 72	2329	316,0	250,0	79	66,0	21	31,2	10	46
V 72	2964	431,6	335,1	77	96,5	23	50,8	12	52
VI 72	2287	422,5	288,2	66	134,3	34	72,4	17	46
VII 72	2297	357,4	235,2	65	122,2	35	74,7	20	61
VIII 72	2748	484,7	282,4	58	202,3	42	107,7	22	53
IX 72	3698	591,2	353,1	59	283,1	41	142,9	24	59
X 72	3169	366,3	156,5	42	209,8	58	139,6	38	66
XI 72	2784	330,5	155,6	47	174,9	53	126,1	38	72
XII 72	2957	433,8	187,0	43	246,8	57	134,8	31	55
I 73	1640	381,8	138,7	36	243,1	64	139,0	36	57
II 73	2377	568,5	223,3	39	345,2	61	280,3	49	81
Rok I	31604	4994,8	2794,1	56	2200,7	44	1358,1	27	62
III 73	4129	787,8	405,5	51	382,3	49	288,4	37	75
IV 73	3618	480,9	268,2	56	212,7	44	113,1	23	53
V 73	2597	418,8	273,3	65	145,5	35	70,5	17	49
VI 73	2313	358,2	215,8	60	142,4	40	50,4	14	35
VII 73	3403	663,8	445,6	67	218,2	33	129,3	20	60
VIII 73	2642	401,3	223,1	56	175,2	44	118,5	30	67
IX 73	1356	177,7	97,7	55	80,0	45	49,2	28	61
X 73	1410	175,8	69,3	25	206,5	75	131,3	47	64
XI 73	1808	627,9	162,3	26	465,6	74	357,7	56	77
XII 73	1570	343,0	129,9	37	213,1	63	135,8	40	64
I 74	2526	374,8	204,4	55	170,4	45	114,5	31	67
II 74	3858	621,7	359,5	57	262,2	43	173,9	28	66
Rok II	31230	5531,7	2857,6	52	2674,1	48	1726,6	31	65



Tabela 7

Table 7

Ładunek biogenów dostarczany rocznie za pośrednictwem Wisły  
do Morza BałtyckiegoAzot: związany (N-zw), zawieszony (N-zaw), związany rozpuszczony (N-roz),  
ogólny (N-og), organiczny (N-org), organiczny rozpuszczony (N-orgr),  
mineralny (N-min), amoniakalny (N-NH<sub>4</sub>), azotanowy (N-NO<sub>3</sub>), azotynowy (N-NO<sub>2</sub>);Fosfor: ogólny (P-og), sestonowy (P-sest), rozpuszczony (P-roz), organiczny  
rozpuszczony (P-orgr), fosforanowy (P-fosf).Okres od III 1972 r. do II 1973 r. oznaczono jako rok 1972, okres od III 1973 r.  
do II 1974 r. — jako rok 1973Annual discharge of nutrient substances to the Baltic by Vistula river water.  
Nitrogen: bound (N-zw), suspended (N-zaw), bound dissolved (N-roz), total (N-og),  
organic (N-org), dissolved organic (N-orgr), composite inorganic (N-min),  
ammonium (N-NH<sub>4</sub>), nitrate (N-NO<sub>3</sub>), nitrite (N-NO<sub>2</sub>);Phosphorus: total (P-og), sestone (P-sest), dissolved (P-roz),  
organic dissolved (P-orgr), phosphate (P-fosf).Time intervals from March 1972 to February 1974 were denoted as 1972 and 1973  
respectively

Rok	1 9 7 2			1 9 7 3		
	tys. t N	% N-zw	Średn. stężenie mg N/dm <sup>3</sup>	tys. t N	% N-zw	Średn. stężenie mg N/dm <sup>3</sup>
N-zw	77,2	100,0	2,443	79,4	100,0	2,542
N-zaw	12,2	15,8	0,386	9,5	12,0	0,304
N-roz	65,0	84,2	2,057	69,9	88,0	2,238
N-og	51,5	66,7	1,630	41,4	52,1	1,325
N-org	39,0	40,0	1,234	30,1	37,9	0,964
N-orgr	26,8	34,7	0,848	20,6	25,9	0,660
N-min	38,2	49,5	1,208	49,3	62,0	1,579
N-NH <sub>4</sub>	12,5	16,2	0,396	11,3	14,2	0,362
N-NO <sub>3</sub>	25,0	32,4	0,791	37,1	46,7	1,188
N-NO <sub>2</sub>	9,7	0,9	0,022	0,9	1,1	0,035
Frakcja	tys. t P	% P-og	Średn. stężenie mg P/dm <sup>3</sup>	tys. t P	% P-og	Średn. stężenie mg P/dm <sup>3</sup>
P-og	4,99	100,0	0,158	5,53	100,0	0,177
P-sest	2,79	55,9	0,088	2,86	51,7	0,092
P-roz	2,20	44,1	0,070	2,67	48,3	0,085
P-orgr	0,84	16,8	0,027	0,94	17,0	0,030
P-fosf	1,36	27,3	0,043	1,73	31,3	0,055

ków meteorologicznych w poszczególnych latach i analogicznych okresach różnych lat, oraz zmianom zachodzącym w wyniku działalności człowieka.

Uznając ładunki obliczone dla ostatniego okresu rocznego za miarodajne dla stanu aktualnego i odnosząc je do powierzchni zlewni zamykanej wodowskazem Tczew, uzyskać można wskaźniki jednostkowego spływu powierzchniowego biogenów. Z wyliczeń wynika, że jednostkowy spływ roczny azotu związanego ze zlewni Wisły odpowiada 4,1 kg N/ha, a fosforu ogólnego 0,28 kg P/ha. Opierając się na tych wskaźnikach, można oczekiwać że rocznie z obszaru całego kraju spływa z wodami powierzchniowymi do Bałtyku około 127 tys. t N związanego oraz 8,8 tys. t P ogólnego. Frakcyjny skład tego ładunku odpowiadałby orientacyjnie proporcjom ustalonym dla Wisły (tab. 9).

Obliczony na podstawie obecnych badań roczny ładunek azotu związanego zrzucany za pośrednictwem Wisły do Morza Bałtyckiego oraz wyliczony stąd spływ z obszaru całego kraju znajdująca zadowalające potwierdzenie w badaniach wcześniejszych, chociaż uwzględniały one, niestety, tylko połączenia mineralne. Według Dubrawskiego i Andrulewicz [6] w 1971 r. spłynęło Wisłą do Morza Bałtyckiego 47 938 t N mineralnego, w tym 9792 t N-NH<sub>4</sub>, 37 143 t N-NO<sub>3</sub> oraz 1003 t N-NO<sub>2</sub>, natomiast spływ z całego obszaru Polski wynosił 96 465 t N mineralnego, w tym 14 918 t N-NH<sub>4</sub>, 78 700 t N-NO<sub>3</sub> i 2847 t N-NO<sub>2</sub>. Według ustaleń nieco późniejszych [7] ładunek azotu mineralnego spływający Wisłą odpowiada 41 180 t N, w tym 3792 t N-NH<sub>4</sub>, 36 480 t N-NO<sub>3</sub> oraz 908 t N-NO<sub>2</sub>, z całego zaś obszaru kraju spływało 89 712 t N mineralnego, w tym 14 828 t N-NH<sub>4</sub>, 72 513 t N-NO<sub>3</sub> i 2371 t N-NO<sub>2</sub>. Zwraca uwagę dobra zgodność ładunków Wisły i raczej zawyżenie spływu mineralnych połączeń azotu z terytorium całego kraju.

Sądząc z badań obecnych, które dla jednostkowego spływu azotu mineralnego ze zlewni Wisły dają wartość 2,55 kg N/ha, roczny ładunek azotu mineralnego wprowadzany z obszaru Polski do Bałtyku winien odpowiadać około 80 tys. t N. Przypuszczać można, że różnica wynosząca około 10 tys. t N-min stanowi część ładunku mineralnego transportowanego Odrą pochodzącą jednak z tej części zlewni, która znajduje się poza granicami naszego państwa.

Pomimo losowych fluktuacji ładunków rocznych można stwierdzić, że odprowadzany Wisłą ładunek azotu związanego ulega systematycznemu zwiększaniu i to na skutek wzrostu zawartości połączeń mineralnych, głównie w postaci azotanów i jonów amonowych. Fakt ten oraz sezonowy układ stężeń i natężeń spływu odnośnych ładunków, jak również charakter ich zależności od przepływu świadczą, że w systemie zasilania Wisły azotem główną rolę odgrywają źródła rozproszone. W bilansie za-

silania zasadniczą więc pozycję stanowią zapewne pozostałości nawozów mineralnych stosowanych na terenach rolniczych.

W przeciwieństwie do dobrej zgodności ładunków azotu, dane wcześniejsze dotyczące fosforu przekraczają znacznie ustalenia obecne. Według cytowanych autorów [6] Wisłą w 1971 r. spłynęło do Bałtyku 4518 t P fosforanowego, a za pośrednictwem wszystkich rzek polskich 7965 t P. Późniejsze uściślenia [7] zredukowały nieco te wartości, podając dla Wisły 3798 t P fosforanowego, a dla ładunku z całego kraju 6769 t P. Również Młodzińska [17] szacuje spływający Wisłą ładunek fosforanów na 3462 t P. Przy tego rzędu rocznych ładunkach średnie stężenia fosforanów w wodzie Wisły powinny wynosić około  $0,11 \text{ mg P/dm}^3$ , co nie znajduje potwierdzenia i wskazuje raczej na rozbieżności metodyczne. Fosforany stanowią w wodach powierzchniowych zwykle pewną tylko część fosforu ogólnego i przy intensywnym metabolizmie połączeń fosforu oraz łatwości ich chemicznych transformacji [11] nie dostarczają jeszcze niezbędnych przesłanek do oceny całości ładunku eutrofizującego. Zakładając, że fosfor fosforanowy stanowi nawet 30% fosforu ogólnego, to przyjmując tamte dane [7], ładunek fosforu ogólnego zrzucony rocznie Wisłą powinien wynosić około 12 tys. t P, a z całego kraju nawet 22 tys. t P. Taka wielkość strat fosforu jest jednak mało prawdopodobna.

Szacuje się, że do wód powierzchniowych przenika w naszym kraju rocznie około 17 tys. t P ogólnego pochodzącego ze ścieków bytowych i rolnictwa [11]. Uzupełniając tę wartość ładunkiem ze ścieków przemysłowych, który według Vollenweidera [21] odpowiada 10% fosforu ze ścieków bytowych oraz z innych nie uwzględnionych w rachunku źródeł, liczyć się należy z globalnym ładunkiem fosforu ogólnego rzędu 19 tys. t P. Na zlewnię Wisły przypadłoby z tego, proporcjonalnie do powierzchni, około 10 tys. t P. Przy takim ładunku średnie stężenie roczne fosforu ogólnego w rzece powinno wynosić przeciętnie  $0,3 \text{ mg P/dm}^3$ . W rzeczywistości stężenia te są prawie dwukrotnie mniejsze i wynoszą około  $0,16 \text{ mg P/dm}^3$ . Wskazywać to może na dużą skuteczność naturalnych mechanizmów samoregulacji, chroniących ekosystemy wodne przed nadmierną eutrofizacją fosforanową. W procesach tych fosfor usuwany jest ze środowiska wodnego do osadów i to nie tylko ze szczątkami organizmów, ale również przez chemiczne wytrącanie trudno rozpuszczalnych połączeń, adsorpcję na zawieszinie oraz przez inkrostowanie apatytem okruchów skalnych i innego wlezonego po dnie rumowiska. Część fosforu, która jest transportowana po dnie, nie była jednak w badaniach brana pod uwagę.

Wyniki uzyskane w kolejnych latach wskazują na pewien przyrost ładunku fosforu odprowadzanego Wisłą, uwarunkowany głównie frakcją

fosforanową. Teza ta znalazłaby dodatkowe potwierdzenie, gdyby przyjmując, że dane z 1971 r. [7, 17] wyrażane były nie w ilościach P ale  $\text{PO}_4^{-3}$ , co sprowadzałoby ładunek fosforanów Wisły do realnego już poziomu 1,2 tys. t P. Przyrost ładunku fosforu wiąże się niewątpliwie w jakimś stopniu również z intensyfikacją nawożeń rolniczych [12], chociaż w zasilaniu wód powierzchniowych tym elementem zasadniczą rolę przypisuje się zwykle punktowym źródłom zanieczyszczania.

Morze Bałtyckie otrzymuje, według Fonseliusa [8, 9], za pośrednictwem dopływów ze śródlądzia około 17 tys. t P rocznie, a około 3 tys. t P trafia z opadami atmosferycznymi bezpośrednio na powierzchnię zwierciadła wody. Udział Wisły w obciążeniu dopływającym wynosiłby więc około 29%, a spływu z terytorium całego naszego kraju nawet 49%. Obciążenie to jest nieproporcjonalnie wysokie w stosunku do wielkości zlewiska znajdującego się w granicach Polski. Dla wyjaśnienia sytuacji zestawmy niektóre dane uzupełniające.

Szwecja, na której terytorium znajduje się 27,7% zlewiska Bałtyku, odprowadza do morza rocznie około 60 000 t N związanego i 7000 t P ogólnego, w tym za pośrednictwem rzek 42 000 t N i 2800 t P [1]. Ocenia się, że około 60% fosforu i 50% azotu jest antropogenicznego pochodzenia. Średnie stężenia fosforu w rzekach tego kraju wynoszą 0,030 mg P/dm<sup>3</sup>, a azotu ogólnego 0,30 mg N/dm<sup>3</sup>. Wskaźniki strat jednostkowych wynoszą: 0,09 kg P/ha, w tym 45% fosforu fosforanowego i 1,47 kg N/ha, w tym 36% azotu mineralnego i 64% azotu organicznego.

Finlandia natomiast, w granicach której leży 16,8% zlewiska Bałtyku, doprowadza rocznie 53 000 t N związanego, z tego 90% za pośrednictwem rzek oraz około 4700 t P ogólnego, z tego 74% przez rzeki [13]. Pozostała część ładunku biogenów jest bezpośrednio zrzucana do morza przez zrzuty ścieków miejskich i przemysłowych.

Suma więc obciążeń pochodzących z terenu Polski, Szwecji i Finlandii, które wspólnie reprezentują tylko około 60% całkowitej powierzchni zlewiska Bałtyku, jest prawie równa ładunkowi globalnemu w ocenie Fonseliusa. Świadczy to, że zasilanie Bałtyku ze śródlądzia w fosfor jest w rzeczywistości znacznie wyższe. Dlatego bardziej prawdopodobne wydają się wyliczenia Sen Gupta [10, 19], według którego za pośrednictwem rzek i zrzucanych bezpośrednio do morza ścieków trafia do Bałtyku rocznie około 31 000 t P, natomiast z opadów atmosferycznych 400 t P- $\text{PO}_4$ . W kalkulacji ładunku pochodzącego z lądu przyjęto, że Szwecja dostarcza 7000 t P, z tego 1800 t rzekami i 5200 t z bezpośrednio zrzucanych ścieków; Finlandia 3500 t P, z tego 1800 t rzekami i 1700 t przez ścieki; Polska 7900 t P, z tego 6700 t rzekami [22] i 1200 t w ściekach, ładunek zaś spływający z obszaru pozostałych krajów nadbałtyckich, wyliczony z odnośnego spływu rzecznej wody oraz średniego stężenia fosforu

w rzekach południowej Szwecji [1], wynosi 6500 t P. Zrzuty ścieków na wybrzeżu ZSRR miałyby dostarczać 6400 t P rocznie. W sumie daje to łącznie 31 300 t P rocznie, ale w rachunku tym zastosowano wskaźniki właściwe terenom Szwecji i pominięto ponadto ładunek fosforu ścieków zrzucanych bezpośrednio do morza w NRD, RFN i Danii. Wnosić więc można, że wyprowadzony przez Sen Gupta [19] ładunek globalnego obciążenia Bałtyku fosforem został również zaniżony. Jednak nawet w stosunku do tak wyliczonego obciążenia roczny ładunek fosforu dostarczany za pośrednictwem Wisły stanowi około 16%, a cały spływ z terenu Polski — około 27%. Jednak spodziewać się można, że w rzeczywistości udział Polski w eutrofizacji fosforanowej Bałtyku będzie jeszcze mniejszy.

Na podstawie ustaleń wynikających z badań przeprowadzonych na Wiśle oraz przytoczonych powyżej danych o dopływie biogenów z obszarów niektórych państw nadbałtyckich wnosić można, że Bałtyk otrzymuje rocznie ze śródlądzia około 400 000 t N związanego. Identyczną wartość wyprowadził również Sen Gupta [19], oceniając, że rzekami dopływa 274 000 t N, a bezpośrednio zrzucane ścieki dostarczają około 126 000 t N. Z opadów atmosferycznych trafia ponadto bezpośrednio na zwierciadło wody 88 000 t N związanego. Obliczenia ładunku odprowadzanego rzekami oparte zostały na wskaźnikach ustalonych dla rzek Szwecji [1]. Przyjęto, że rzeki Szwecji dostarczają rocznie 43 000 t N związanego, rzeki Finlandii 31 000 t N, Polski 44 000 t N związanego i pozostałych krajów zlewiska Morza Bałtyckiego 156 000 t N. Ładunek zrzucany bezpośrednio ze ściekami wyliczono, przyjmując, że Szwecja dostarcza 17 000 t N, Finlandia 9400 t N, a pozostałe kraje zlewiska Bałtyku razem 100 000 t N związanego rocznie. Według tegoż autora, frakcja mineralna ładunku globalnego ze śródlądzia odpowiada 186 000 t N, z tego rzeki dostarczają 123 000 t N, a bezpośrednio zrzuty ścieków 63 000 t N. Rzeki Szwecji dostarczają 17 000 t N mineralnego rocznie, Finlandii 11 000 t N, Polski 22 000 t N [22] i pozostałych państw nadbałtyckich 73 000 t N rocznie w formie połączeń nieorganicznych. Dla obliczenia azotu mineralnego trafiającego bezpośrednio do morza ze ściekami przyjęto, że frakcja ta stanowi 50% ładunku azotu związanego.

Udział Wisły w zasilaniu ze śródlądzia Bałtyku związkami azotu wynosi więc około 20%, a całego spływu z terenu Polski — około 30%, co prawie odpowiada udziałowi odnośnych obszarów z ogólnej powierzchni zlewiska Morza Bałtyckiego. Z obecnego rozeznania ładunku transportowanego Wisłą, obliczonego stąd spływu azotu z terenu całej Polski i rozbieżności podawanych w literaturze danych wynika, że globalny ładunek azotu zasilającego Bałtyk ze strony lądu będzie znacznie wyższy od przyjmowanego w dotychczasowych budżetach biogenów [9, 10, 19]. Spo-

dziewać się zatem można, że rzeczywisty udział Polski w zasilaniu Morza Bałtyckiego związkami azotu będzie jeszcze znacznie niższy od obecnie wyliczonego.

## 5. WNIOSKI

Roczny ładunek biogenów rzeki Wisły ulega znacznym zmianom okresowym o losowym charakterze; jednocześnie zaznacza się systematyczny wzrost jego wielkości w wyniku działalności człowieka. Dla aktualnej sytuacji przyjąć można, że Wisła dostarcza do Bałtyku rocznie około 79 tys. t N związanego oraz 5,5 tys. t P ogólnego.

Liczyć się należy, że wraz z dalszym rozwojem gospodarczym kraju wzrastać będzie nadal obciążenie Wisły biogenami, przy czym dla wzbogacenia w azot główne znaczenie będą zdobywały rozproszone źródła zasilania związane z intensyfikacją rolnictwa, dla zasilania zaś w fosfor — źródła punktowe związane z odprowadzaniem ścieków z rozbudowywanych ośrodków mieszkalnych i przemysłowych.

Wysoki stopień eutrofizacji wód dolnej Wisły wskazuje, że dojrzała już w naszym kraju konieczność bardziej skutecznego zapobiegania zanieczyszczeniu wód biogenami. Należy dążyć do wprowadzania do praktyki oczyszczania ścieków dodatkowych procesów zmierzających do eliminowania składników nawozowych oraz na szerszą skalę wykorzystywać przy zagospodarowywaniu wód korzyści wynikające z należyście utrzymywanej osłony biologicznej.

Wraz z intensyfikacją rolnictwa, a zwłaszcza jego postępującą chemizacją liczyć się należy z dalszym wzrostem nieproduktywnie traconych składników nawozowych i pogłębianiem się eutrofizacji wód jako następstwem z tym związanym. Dlatego istnieje konieczność baczniejszego zwrócenia uwagi na mechanizm i postęp eutrofizacji wód oraz wypracowanie nowych, bardziej racjonalnych technologii rolniczych, które maksymalnie ograniczyłyby straty cennych składników nawozowych, zabezpieczając jednocześnie wymagania odnośnie do ochrony wód przed eutrofizacją.

TADEUSZ JANUSZKIEWICZ  
NADZIEJA SZAREJKO  
BOGDAN ŻYGOWSKI

Research Institute of Meteorology and Water Economy  
Department of Water Protection — Gdańsk

STUDIES OF THE DISCHARGE OF NUTRIENT SUBSTANCES  
INTO THE BALTIC BY THE RIVER VISTULA

Summary

This paper gives the results of two-year studies to determine the characteristics of the discharge of nitrogen and phosphorus compounds into the Baltic with the Vistula river waters. The investigations covered the period from 20th January 1972 to 28th March 1974. Samples of river water were collected twice a week at three stations in a cross section of the Vistula at Tczew, about 15 km from the river mouth. The following forms of bound nitrogen were measured in the samples: total nitrogen by the Kjeldahl method (N-total), total dissolved nitrogen (N-total diss.) ammonium nitrogen (N-NH<sub>4</sub>), nitrate nitrogen (N-NO<sub>3</sub>) and nitrite nitrogen (N-NO<sub>2</sub>). The following forms of nitrogen were obtained by calculations: suspended nitrogen (N-susp) — by the difference between N-total and N-total diss., organic nitrogen (N-org) — by the difference between N-total and N-NH<sub>4</sub>, dissolved organic nitrogen (N-org diss.) — by the difference between N-total diss. and N-NH<sub>4</sub>, inorganic nitrogen (N-inorg.) — by summing up N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub> and N-NO<sub>2</sub>, bound nitrogen — by summing up N-total, N-NO<sub>3</sub> and N-NO<sub>2</sub>. Those of the phosphorus compounds measured were: total phosphorus (P-total), dissolved phosphorus (P-diss.) and phosphate phosphorus (P-PO<sub>4</sub>). The following forms were calculated: sestone phosphorus (P-sest) — by the difference between P-total and P-diss., dissolved organic phosphorus — by the difference between P-diss. and P-PO<sub>4</sub>.

Input rates of nitrogen and phosphorus compounds were calculated from their averaged concentrations in a cross section of the river and the respective river flow rates.

The concentrations of the compounds measured were found to undergo considerable irregular variations with time, also showing an uneven distribution pattern across the river. The concentration differences between the sampling sites at the cross section were not constant and were greater for phosphorus than for nitrogen. Average concentrations of nitrogen compounds expressed in mg/dm<sup>3</sup> were as follows (concentration ranges are shown in parentheses): N-total — 1.46 (0.70-3.62), N-susp — 0.34 (0.03-1.03), N-NH<sub>4</sub> — 0.35 (0.00-1.98), N-NO<sub>3</sub> — 0.95 (0.06-2.07), N-NO<sub>2</sub> — 0.028 (0.002-0.168). Respective concentrations of phosphorus compounds were: P-total — 0.170 (0.028-1.398), P-sest — 0.087 (0.014-0.262), P-diss. — 0.084 (0.008-1.113) and P-PO<sub>4</sub> — 0.054 (0.004-0.842). Although the concentrations of nutrient components varied, in general, certain changes could be attributed to the seasons of the year. For instance, the highest concentrations of inorganic forms

of nitrogen and phosphorus usually appeared in post-vegetative periods, presumably as a result of decreased biological uptake and seasonal agricultural fertilization. There was no clear-cut correlation between the river flow rate and the concentrations of nutrients in the water, with the exception of N-total and N-susp, which showed curvilinear dependence, and N-NO<sub>3</sub> — which was rectilinearly dependent.

In 1972, the Vistula discharged 31.6 km<sup>3</sup> of water with 77,200 tons of bound nitrogen into the Baltic. This nitrogen comprised 51,500 tons of N-total (66.7%), 12,200 tons of N-susp (15.8%), 12,500 tons of N-NH<sub>4</sub> (16.2%), 25,000 tons of N-NO<sub>3</sub> (32.4%) and 700 tons of N-NO<sub>2</sub> (0.9%). The total load of phosphorus amounted to 4,990 tons and consisted of 2,790 tons of P-sest. (55.9%), 1,360 tons of P-PO<sub>4</sub> (27.3%) and 2,200 tons of P-diss. (41.1%).

In 1973 the volume of Vistula water discharged into the Baltic was 31.2 km<sup>3</sup> the total load of bound nitrogen being equal to 79,400 tons and comprising 41,400 tons of N-total (52.1%), 9,500 tons of N-susp. (12.0%), 11,300 tons of N-NH<sub>4</sub> (14.2%), 37,100 tons of N-NO<sub>3</sub> (46.7%) and 900 tons of N-NO<sub>2</sub> (1.1%). The total load of phosphorus amounted to 5,530 tons and consisted of 2,860 tons of P-sest. (51.7%), 1,730 tons of P-PO<sub>4</sub> (31.3%) and 2,670 tons of P-diss. (48.3%).

The considerable increase of N-NO<sub>3</sub> load and — to a somewhat lesser extent — P-PO<sub>4</sub> in 1973 compared with the respective values of 1972 can not be regarded as the result of random annual fluctuations but rather indicates the growing fertility of the Vistula river water associated with the intensive cultivation of the fields draining into the river.

The Vistula contributes 16% of phosphorus and 20% of nitrogen of the total load entering the Baltic from land drainage. The respective loads outflowing from the whole territory of Poland are 27% and 30%. It has been indicated, however, that recent data as to the amounts of nitrogen and phosphorus compounds discharged into the Baltic are inadequate and most likely underestimate the total influx of nutrient salts into the sea from other Baltic countries. More detailed studies would probably show that the estimates of the Polish contribution to the eutrofication of the Baltic are too high.

With further development of industrial and agricultural activity, and increasing human activities, pollution of the Vistula water with fertilizer compounds will grow. This calls for practical steps to be taken to restrict the pollutant supply to surface waters, and in particular to improve purification of wastes, rationalize agricultural technology and protect water reservoirs against the infiltration of nutrients from disseminated pollution sources.

## LITERATURA

### REFERENCES

1. Ahl T., Oden S., *River Discharges of Total Nitrogen, Total Phosphorus and Organic Matter into the Baltic Sea from Sweden*, Ambio Special Report, 1, 1972, s. 51—56.
2. Alekin O.A., *Chimiczeskij analiz wod suszi*, Leningrad 1954.
3. *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung*, Band I, Jena 1971. Gustav Fischer Verlag.
4. Bachanek S., Januszkiewicz T., *Przegląd stanu zanieczyszczenia wód powierzchniowych województwa gdańskiego*, Gospodarka Wodna, 24, 1964, 3, s. 123 i 4, s. 154.



5. *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung*, Weinheim 1971, Verlag Chemie.
6. Dubrawski R., Andrulewicz E., *Próba określenia wpływu rzek polskich na zanieczyszczenie Bałtyku*, Zakład Oceanografii MIR, Gdynia 1971, s. 49—69.
7. Dubrawski R., Andrulewicz E., *Spływ jonowy rzek z obszaru Polski w aspekcie zanieczyszczenia Bałtyku*, Zakład Oceanografii MIR, Gdynia 1972, s. 17—49.
8. Fonselius S.H., *Hydrography of the Baltic Deep Basins III*, Fishery Board of Sweden. Ser. Hydrography, Rep. No 13, Lund 1969, s. 97.
9. Fonselius S.H., *On Biogenic Elements and Organic Matter in the Baltic*, Ambio Spcial Report, No 1, 1972, s. 29—36, Royal Swedish Academy of Sciences-Universitetsforlaget.
10. Jansson B.O., *Ecosystem Approach to the Baltic Problem*, Bull. from the Ecological Research Committe NFR, No 16, 1972, s. 32.
11. Januszkiewicz T., *Zagadnienie fosforu w eutrofizacji i ochronie wód*, Gospodarka Wodna, 35, 1975, 2, s. 58—66.
12. Januszkiewicz T., Szarejko N., *Próba ustalenia rocznego ładunku fosforu spływającego Wisłą do Morza Bałtyckiego*, Gospodarka Wodna, 35, 1975, 10/11, s. 338—346.
13. Karimo K., Leskelä H., Mikola P., Ryhänen R., *Vesien pilaantumien ja sen ehkäiseminen*, Soil and Hydrotechnical Investigation, Helsinki 1970, 18, s. 278.
14. Menzel D.W., *The Measurement of Total Phosphorus in Sea Water Based on the Liberation of Organically Bound Fraction by Persulphate Oxidation*, Limnology and Oceanography, 10, 1965, s. 280—285.
15. Michalski K., *Rozwój stosunków zanieczyszczenia w dolnym biegu Wisły*, Szczecińskie Towarzystwo Naukowe, t. 35, 1972, 2, s. 102.
16. Michalski K., Januszkiewicz T., *Zanieczyszczenie dolnej Wisły w rejonie większych osiedli miejskich*, Zeszyty Naukowe WSR w Szczecinie, 26, 1967, s. 151—156.
17. Młodzińska Z., *Chemical Discharge from Wisła and Odra Rivers into the Baltic Sea. 2nd Conference of the Baltic Oceanographers*, Helsinki 1970.
18. Oktaba W., *Elementy statystyki matematycznej i metodyka doświadczalnictwa*, Warszawa 1966, PWN.
19. Sen Gupta R., *Nitrogen and Phosphorus Budgets in the Baltic Sea*, Marine Chemistry, 1, 1973, 267—280.
20. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 12 ed., New York 1966, WPCF, APHA, AWWA.
21. Vollenweider A., *Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation*, La technique de l'eau, Nr 292—299, 1971.
22. Żmudziński L., *Polska atgärder för skydd av Osternsjön*, Referat na konferencji: Världen, Vattnet och Vi, ELMIA Conf., Jönköping, 1, 1972 (powielacz), s. 66—79.