

WPŁYW ZBIORNIKA GOCZAŁKOWICKIEGO NA ZMIANY JAKOŚCI WÓD W RZECE WIŚLE

Andrzej Bogdał¹, Tomasz Kowalik¹, Karolina Witoszek¹

¹ Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Al. Mickiewicza 24–28, 30–059 Kraków, e-mail: rmbogdal@cyf.kr.edu.pl; rmkowali@cyf.kr.edu.pl; karolina.witoszek@gmail.com

STRESZCZENIE

Celem pracy jest ocena wpływu Zbiornika Goczałkowickiego na zmiany jakości wód powierzchniowych. Aby osiągnąć założony cel, przeprowadzono metodami referencyjnymi badania 20 fizykochemicznych wskaźników jakości wody. Próby wody pobierano comiesięcznie od kwietnia do listopada 2011 roku, w pięciu punktach pomiarowo-kontrolnych: pierwszy był usytuowany na dopływie rzeki Wisły do zbiornika, trzy kolejne rozmieszczono równomiernie wzdłuż czaszy zbiornika, natomiast punkt piąty usytuowano na odpływie wody ze zbiornika. Wartości każdego badanego wskaźnika scharakteryzowano przy pomocy podstawowych statystyk opisowych. Ponadto dane empiryczne poddano szczegółowym procedurom statystycznym przy użyciu analizy skupień oraz parametrycznego testu t-Studenta. Na podstawie analizy danych z przeprowadzonych badań ustalono, że z uwagi na złożoność procesów zbiornik retencyjny wpływa niejednoznacznie na jakość wody. W wyniku przepływu wód rzeki Wisły przez Zbiornik Goczałkowicki istotnie zmniejszyły się stężenia azotynów i azotu azotanowego, co potwierdzono statystycznie na poziomie istotności $\alpha = 0,05$. Zbiornik również wpłynął korzystnie na obniżenie stężeń fosforanów, fosforu ogólnego, żelaza ogólnego i większości wskaźników zasolenia oraz pogorszył warunki tlenowe, co jednak nie zostało potwierdzone statystycznie.

Słowa kluczowe: zbiornik zaporowy, potencjał ekologiczny, wskaźniki jakości wód.

EFFECT OF THE GOCZAŁKOWICE RESERVOIR ON THE CHANGES OF WATER QUALITY IN THE VISTULA RIVER

ABSTRACT

The paper aims at the assessment of the Goczałkowice Reservoir effect on the changes of surface water quality. For this purpose, tests of 20 physicochemical water quality indices were conducted using reference methods. Water samples were collected every month from April to November 2011 in five measurement-control points: the first was located on the Vistula river inflow to the reservoir, the other three were placed evenly along the reservoir bowl, whereas the fifth was situated on water outflow from the reservoir. The values of each tested indicator were characterized by using descriptive statistics. Moreover, the empirical data were subjected to detailed statistical procedures by means of cluster analysis and t-Student parametric test. The analysis the data obtained from the conducted investigations demonstrated that because of the complexity of the processes, the retention reservoir differently influences the water quality. As a result of the Vistula river water flow through the Goczałkowice Reservoir, concentrations of nitrites and nitrate nitrogen decreased significantly, as has been proved statistically on the significance level $\alpha = 0.05$. The reservoir also positively affected a decline in the concentrations of phosphates, total phosphorus, total iron and a majority of salinity indices, but worsened oxygen conditions, however, it was not statistically proved.

Keywords: retention reservoir, ecological potential, water quality indices.

WSTĘP

Jakość wód jest bardzo ważnym zagadnieniem globalnym, ponieważ dostęp do czystych wód jest niezbędnym warunkiem do utrzymania życia i rozwoju gospodarczego. Woda będąca

naturalnym zasobem środowiska przyrodniczego, jest narażona na zanieczyszczenie prawie na każdym etapie swojego cyklu hydrogeologicznego. Powoduje to obniżania jej parametrów jakościowych, a co za tym idzie, ogranicza możliwość wykorzystania jej zasobów na cele środowiskowe

lub gospodarcze człowieka [Koc i Glińska-Leszczuk 2004, Kostecki i Nocoń 2009, Sojka i in. 2008, Kowalik i in. 2009, Hus i Pulikowski 2011, Policht-Latawiec i in. 2011, Bogdał i in. 2014].

Najbardziej wrażliwe na zanieczyszczenie są wody retencjonowane w zbiornikach wodnych, ponieważ procesy kształtujące ich jakość są wieloaspektowe. Z jednej strony związane są one z cechami morfologicznymi samego zbiornika, natomiast z drugiej strony wpływ ma jakość wody dopływającej oraz warunki naturalne i antropogeniczne występujące w zlewni. Zbiorniki zaporowe często oprócz swoich podstawowych funkcji służą do poprawy czystości wód powierzchniowych – w następstwie spiętrzenia wody dochodzi do sedimentacji i zatrzymania nawet 90% mineralnych i organicznych cząstek występujących w wodzie dopływającej. Jednak nie można jednoznacznie określić czy zbiorniki poprawiają, czy pogarszają jakość wody, ponieważ są to zagadnienia bardzo złożone [Wiatkowski i in. 2010].

W trakcie normalnej eksploatacji zbiornika zaporowego występują zmiany naturalnego reżimu hydrologicznego rzeki, zwłaszcza stanów wody, prędkości i objętości przepływu powyżej i poniżej zbiornika [Paślowski 1996, Przybyła i in. 2011], a także zmiany warunków hydrogeologicznych terenów przyległych do zbiornika [Szafranski i Stefanek 2008] i ekosystemów lądowych w strefach przybrzeżnych [Bonczar i in. 2005]. Zmiany te powodują, że w zbiornikach retencyjnych procesy wpływające na jakość wód mają nieco inny charakter i intensywność, niż ma to miejsce w przypadku wód płynących [Policht-Latawiec i in. 2013].

Dobrą jakość wód w zbiornikach można utrzymać pod warunkiem uporządkowania gospodarki wodno-ściekowej w zlewni, realizowania programów dotyczących ochrony wód oraz poprzez uświadamianie ekologiczne ludności [Siemienuk i Szczykowska 2011].

W obecnym czasie z uwagi na dużą rolę obiektów małej i dużej retencji w gospodarce wodnej regionów ważny jest monitoring stanu czystości wód rzeki zasilającej zbiornik, jak i z niego odpływającej. Różnice pomiędzy ilością zanieczyszczeń dopływających do zbiornika, a odpływających podlegają akumulacji w jego czaszy, co może powodować zanieczyszczenie wody retencjonowanej w zbiorniku [Wiatkowski 2008, Liberacki i Szafranski 2008, Wiatkowski i Rosik-Dulewska 2013].

Celem pracy jest ocena wpływ Zbiornika Goczałkowickiego na jakość wód powierzchniowych. Przeanalizowano jakość wody rzeki Wisły

dopływającej i odpływającej ze zbiornika oraz magazynowanej w zbiorniku.

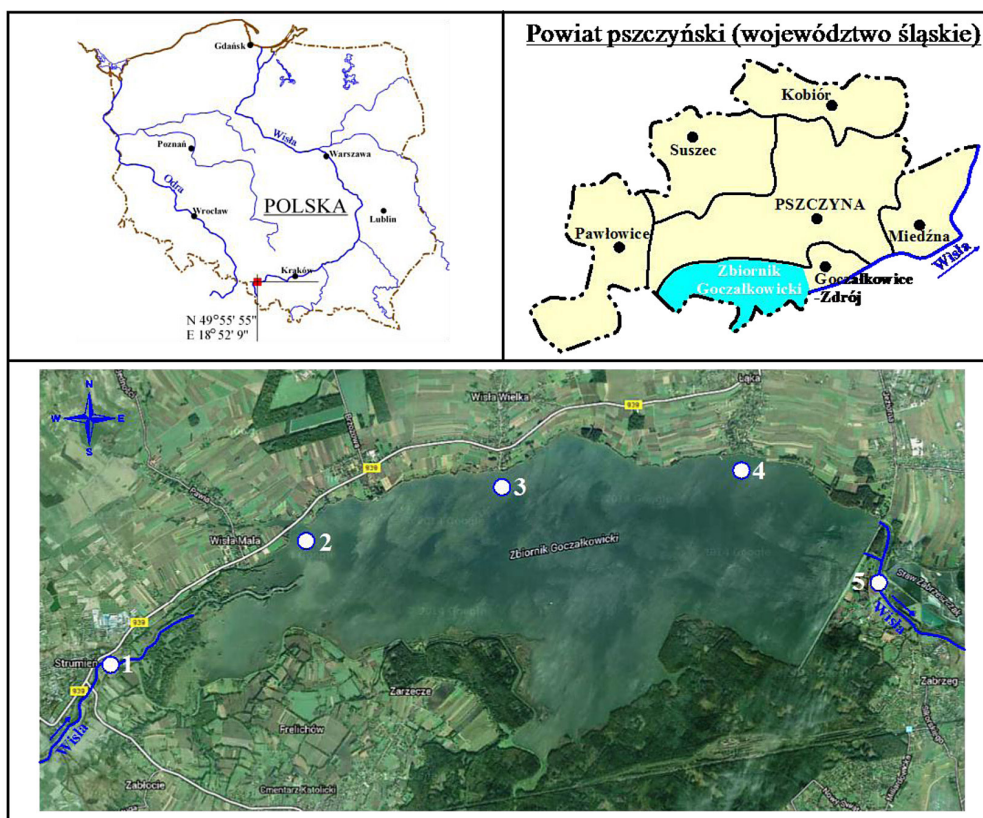
MATERIAŁ I METODY BADAŃ

W celu określenia wpływu Zbiornika Goczałkowickiego na jakość wód powierzchniowych, prowadzono comiesięcznie w okresie od kwietnia do listopada 2011 roku własne badania hydrochemiczne. Próby wody pobierano w pięciu punktach pomiarowo-kontrolnych. Pierwszy z punktów usytuowano na dopływie rzeki Wisły, trzy kolejne rozmieszczono w czaszy zbiornika (punkt 2, 3 i 4) – odpowiednio w miejscowości Wisła Mała, Wisła Wielka i Łąka. Natomiast punkt 5. usytuowano na odpływie wody ze zbiornika w miejscowości Zabrzeg (rys. 1).

W próbkach wody oznaczono 20 wskaźników fizykochemicznych z grupy wskaźników: fizycznych (temperatura wody, zawiesina ogólna), zakwaszenia (pH), zasolenia (substancje rozpuszczone, przewodność elektrolityczna, chlorki – Cl^- , siarczany – SO_4^{2-} , wapń – Ca^{2+} , magnez – Mg^{2+}), tlenowych (BZT₅, ChZT–Mn, tlen rozpuszczony, stopień nasycenia tlenem), biogennych (fosforany – PO_4^{3-} , fosfor ogólny – P_{og} , azot amonowy – N-NH_4^+ , azotyny – N-NO_2^- , azot azotanowy – N-NO_3^-) i metali (żelazo ogólne – Fe_{og} , mangan – Mn^{2+}). Wszystkie analizy fizykochemiczne wykonano metodami referencyjnymi [Rozporządzenie... 2011] bezpośrednio w terenie lub w laboratorium Katedry Melioracji i Kształtowania Środowiska Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie.

Dla każdego badanego indykatora jakości wody, określono oddzielnie dla każdego punktu pomiarowo-kontrolnego wartość minimalną i maksymalną oraz obliczono wartość średnią arytmetyczną, medianę i odchylenie standardowe. Na podstawie wyliczonych, ze stosunku odchylenia standardowego i średniej arytmetycznej, wartości współczynnika zmienności dokonano oceny zróżnicowania danych empirycznych w zbiorach – wykorzystano cztery klasy zmienności: małe zróżnicowanie (0–20%), średnie zróżnicowanie (21–40%), duże zróżnicowanie (41–60%) i bardzo duże zróżnicowanie (> 60%).

Istotność statystyczną różnic pomiędzy odnotowanymi w różnych punktach badawczych wartościami poszczególnych wskaźników, oszacowano parametrycznym testem t-Studenta, na poziomie $\alpha = 0,05$. Analizę tą wykonano dla wszystkich 20 wskaźników, ale w tabeli 2 zestawiono wyniki tylko tych przypadków, w których



Rys. 1. Lokalizacja Zbiornika Goczałkowickiego i punktów pomiarowo-kontrolnych [na podstawie Mapy Google]

Fig. 2. Location of the Goczałkowice Reservoir and of measurement-control points [based on Google Maps]

stwierdzono istotne różnice pomiędzy wartościami. W celu pogrupowania punktów pomiarowo-kontrolnych pod względem podobieństwa jakości wody, przeprowadzono na podstawie wartości badanych wskaźników analizę skupień (analizę klastrową). Szacowanie odległości pomiędzy klastrami wykonano metodą aglomeracyjną Warda z odległością euklidesową, która opiera się na analizie wariancji i zmierza do minimalizacji sumy kwadratów dowolnych dwóch skupień. Analizę tą przeprowadzono przy pomocy licencjonowanego programu komputerowego STATISTICA 10, w sześciu wariantach z wykorzystaniem:

- wszystkich 20 badanych wskaźników fizykochemicznych,
- wskaźników fizycznych i zakwaszenia (temperatura wody, zawiesina ogólna, pH),
- wskaźników zasolenia (substancje rozpuszczone, przewodność elektrolityczna, chlorki, siarczany, wapń, magnez),
- wskaźników tlenowych (tlen rozpuszczony, stopień nasycenia tlenem, BZT₅, ChZT-Mn),
- wskaźników biogennych (fosforany, fosfor ogólny, azot amonowy i azotynowy, azotyny),
- stężeń metali tj. żelaza i manganu.

Ponieważ badane wskaźniki jakości wody są podawane w różnych jednostkach i mają bardzo różny zakres wartości, aby doprowadzić dane empiryczne do porównywalności i uniknąć zjawiska obciążenia, zostały one wcześniej poddane standaryzacji. W wyniku analizy klastrowej otrzymano hierarchię skupień, którą przedstawiono w postaci dendrogramów. W każdym punkcie pomiarowo-kontrolnym wykonano ocenę potencjału ekologicznego, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 23 października 2014 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych [Rozporządzenie... 2014]. Z uwagi na mniejszą niż dwanaście liczbę oznaczeń badanych wskaźników w roku, dla określenia klasy jakości wody przyjęto najmniej korzystną wartość z badań (maksymalną lub/i minimalną).

CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ

Jeziro Goczałkowickie jest zbiornikiem wodnym pochodzenia antropogenicznego, po-

wstałym w 1955 r. przez przegrodzenie doliny Małej Wisły zaporą ziemną w km 43+092 oraz ograniczenie zalewu zaporą boczną w rejonie miejscowości Chybie i Strumień. Położony jest on w województwie śląskim, w południowej części powiatu pszczyńskiego, w gminie Goczałkowice-Zdrój (rys. 1). Zgodnie z podziałem Polski na regiony fizyczno-geograficzne Kondrackiego [2011], obszar Zbiornika Goczałkowickiego należy do mezoregionu Dolina Górnej Wisły, wchodzącego w skład Kotliny Oświęcimskiej. Całkowita pojemność zbiornika wynosi 161,25 hm³, w tym pojemność wyrównawcza osiąga objętość około 105,6 hm³, a stała rezerwa powodziowa wynosi 43,2 hm³. Powierzchnia zbiornika wynosi 32 km², co stanowi około 60% powierzchni gminy Goczałkowice-Zdrój [Bojarski i Wojtas 2005]. Zasilany jest on wodami rzeki Wisły (82% udziału wód wnoszonych), rzeki Bajerki (4%), wodami z rowów odwadniających tereny nadbrzeżne przepompowywanych do zbiornika (10%) oraz z innych źródeł jak np. z opadów atmosferycznych (4%). Jest to zbiornik wielofunkcyjny, do zadań którego należy przede wszystkim zaopatrzenie w wodę aglomeracji śląskiej oraz ochrona przeciwpowodziową doliny rzeki Wisły. Inne funkcje to: gospodarka rybacka, alimentacja przepływów niżówkowych i ochrona przyrody – w 2004 r. zbiornik został włączony w europejską sieć ochrony ptaków Natura 2000 o nazwie „Dolina Górnej Wisły” (PLB240001), ponadto zachodnia i południowa część zbiornika jest specjalnym obszarem ochrony siedlisk Natura 2000 (PLH240039) o nazwie „Zbiornik Goczałkowicki – Ujście Wisły i Bajerki”. Od 2010 r. zbiornik został dopuszczony do rekreacyjno-sportowego uprawiania żeglarstwa.

Zlewnia Zbiornika Goczałkowickiego do przekroju zaporowego ma powierzchnię 523,1 km² i jest ona górną częścią dorzecza Wisły, a swym zasięgiem obejmuje górskie i podgórskie tereny Beskidów oraz Kotliny Oświęcimskiej. Źródła rzeki Wisły znajdują się w południowej części zlewni na zachodnim stoku Baraniej Góry w Beskidzie Śląskim, na wysokości 1107 m n.p.m. Całkowita długość cieków w badanej zlewni wynosi około 406 km, stąd gęstość sieci rzecznej osiąga wartość 0,78 km·km⁻². Na obszarze zlewni usytuowane są cztery miasta: Wisła, Ustroń, Skoczów i Strumień, a powierzchnia terenów zabudowanych wynosi 51 km², co przekłada się na 9,8% udział w powierzchni zlewni Zbiornika Goczałkowickiego.

ANALIZA WYNIKÓW

Temperatura wody powierzchniowej w poszczególnych miesiącach badań była silnie skorelowana z termiką powietrza atmosferycznego. Najwyższe średnio temperatury występowały w punkcie 3. znajdującym się w środkowej części zbiornika (16,8 °C), a najniższe w pkt. 1. na dopływie Wisły do zbiornika (14,7 °C). Termika wody była zazwyczaj korzystna i pozwalała zaklasyfikować wody do I klasy potencjału ekologicznego. Wyjątkiem były pomiary majowe w pkt. 3 oraz sierpniowe w punkcie 3. i 4., podczas których odnotowano temperatury nieznacznie powyżej 22 °C [Rozporządzenie... 2014], co pozwoliło zakwalifikować wodę do klasy II (tab. 1). Większe temperatury wody notowano w zbiorniku, ze względu na zdecydowane zmniejszenie prędkości przepływu wody oraz bezpośrednie padanie promieni słonecznych na lustro wody. W przypadku stężeń zawiesiny ogólnej nie stwierdzono żadnej prawidłowości przestrzennej, jedynie najmniejsze wartości wszystkich statystyk opisowych odnotowano w zbiorniku w punkcie 4. najdalej oddalonym od dopływu, co można wiązać z procesem sedimentacji. Maksymalne stężenia tego wskaźnika fizycznego, we wszystkich punktach badawczych pozwoliły zakwalifikować wodę do klasy I. Odczyn badanych wód wahał się od lekko kwaśnego do silnie zasadowego. Wartości pH w zbiorniku zmieniały się w większym zakresie niż na dopływie i odpływie ze zbiornika – podczas gdy w zbiorniku wartości zmieniały się w zakresie 6,34–9,00, to w punkcie 1. i 5. kształtowały się w granicach od 6,71 do 8,35. Z tych względów woda w Wiśle (punkt 1 i 5) we wszystkich terminach badawczych kwalifikowała się do klasy I, podczas gdy w Zbiorniku Goczałkowickim we wszystkich punktach pomiarowo-kontrolnych zaliczono w 2 z 8 terminów badawczych wodę do klasy II (tab. 1).

W każdym punkcie pomiarowo-kontrolnym wartości wszystkich badanych wskaźników zasolenia, tj. substancji rozpuszczonych, przewodności elektrolitycznej, chlorków, siarczanów, wapnia i magnezu, kształtowały się w okresie badań na dość niskim poziomie (tab. 1), pozwalającym zaliczyć wodę do I klasy potencjału ekologicznego bardzo dobrego [Rozporządzenie... 2014]. W kolejnych punktach badawczych średnie stężenia substancji rozpuszczonych malały od 137 mg·dm⁻³ na dopływie, do 110 mg·dm⁻³ na odpływie wody ze zbiornika. Za wyjątkiem siarczanów,

Tabela 1. Statystyki opisowe badanych wskaźników fizykochemicznych oraz klasy jakości wody
Table 1. Descriptive statistics of examined physicochemical indicators and water quality class

Wskaźnik jakości wody	Nr punktu badawczego	Minimum	Maksimum	Średnia	Mediana	Odchylenie standardowe	Współczynnik zmienności [%]
Temperatura [°C]	1	4,9	21,3	14,7	15,3	6,1	41
	2	5,4	21,9	15,8	15,9	5,8	37
	3	5,9	22,7	16,8	16,7	6,3	38
	4	5,7	22,1	15,9	16,2	6,2	39
	5	5,3	21,4	15,0	15,7	5,8	39
Zawiesina ogólna [mg·dm ⁻³]	1	0,4	5,2	2,5	1,4	2,1	84
	2	0,8	22,2	4,8	1,3	7,8	163
	3	0,4	18,6	3,6	0,9	6,7	186
	4	0,4	2,8	1,1	0,8	0,9	82
	5	0,3	6,8	2,9	3,1	2,4	83
pH [-]	1	6,89	7,92	7,33	7,24	0,36	5
	2	6,51	9,00	7,74	7,70	0,98	13
	3	6,44	8,98	7,86	7,66	0,90	11
	4	6,34	9,00	7,80	8,12	0,96	12
	5	6,71	8,35	7,31	7,20	0,56	8
Substancje rozpuszczone [mg·dm ⁻³]	1	92	212	137	115	52	38
	2	96	144	121	119	17	14
	3	92	136	119	126	17	14
	4	68	152	110	112	32	29
	5	72	168	110	102	33	30
Przewodność elektrolityczna [μS·cm ⁻¹]	1	142	289	217	222	59	27
	2	158	195	180	185	14	8
	3	155	191	175	173	14	8
	4	159	198	181	182	12	7
	5	175	266	204	188	32	16
Cl ⁻ [mg·dm ⁻³]	1	11,1	33,5	21,9	24,7	9,4	43
	2	12,5	19,7	16,2	16,9	2,6	16
	3	14,7	18,4	16,1	16,1	1,3	8
	4	12,2	19,3	16,3	16,5	2,2	13
	5	15,4	30,3	20,1	17,5	5,9	29
SO ₄ ²⁻ [mg·dm ⁻³]	1	14,8	39,5	22,0	18,7	8,5	39
	2	16,3	25,8	20,7	18,5	4,0	19
	3	14,6	65,9	29,7	26,8	16,9	57
	4	8,2	30,2	20,5	21,0	8,0	39
	5	11,9	38,1	24,6	24,9	8,4	34
Ca ²⁺ [mg·dm ⁻³]	1	18,5	37,3	30,2	32,0	6,4	21
	2	19,9	27,6	24,8	25,7	2,8	11
	3	19,3	26,8	24,5	25,4	2,6	11
	4	21,3	28,0	25,0	25,6	2,3	9
	5	21,9	30,3	25,3	25,3	2,8	11
Mg ²⁺ [mg·dm ⁻³]	1	2,8	5,0	3,9	3,9	0,9	23
	2	2,9	4,5	3,6	3,5	0,5	14
	3	3,0	4,4	3,5	3,4	0,5	14
	4	3,1	4,4	3,6	3,4	0,5	14
	5	3,2	4,9	3,7	3,5	0,6	16
BZT ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	1	0,8	6,6	2,5	1,5	2,1	84
	2	1,2	5,5	2,9	2,9	1,4	48
	3	1,4	4,7	2,5	2,1	1,1	44
	4	1,2	2,9	1,9	1,5	0,8	42
	5	1,5	3,9	2,5	1,7	1,1	44
Klasa I – maksymalny potencjał ekologiczny		Klasa II – dobry potencjał ekologiczny			ppd – potencjał ekologiczny poniżej dobrego		

Tabela 1. cd.
Table 1. cont.

Wskaźnik jakości wody	Nr punktu badawczego	Minimum	Maksimum	Średnia	Mediana	Odchylenie standardowe	Współczynnik zmienności [%]
ChZT–Mn [mg O ₂ ·dm ⁻³]	1	3,7	8,3	6,0	6,5	1,9	32
	2	3,9	10,5	6,6	5,2	2,6	39
	3	4,4	12,5	6,5	4,8	3,2	49
	4	3,7	9,9	6,1	5,9	2,0	33
	5	4,3	10,4	6,6	5,9	2,0	30
Tlen rozpuszczony [mg O ₂ ·dm ⁻³]	1	7,31	14,40	9,51	8,05	2,62	28
	2	7,91	12,82	9,93	9,95	2,10	21
	3	3,22	11,34	9,01	10,16	2,83	31
	4	7,19	12,00	9,50	9,31	1,65	17
	5	6,89	10,30	8,46	8,22	1,31	15
Stopień nasycenia wody tlenem [%]	1	87	149	102	93	23	23
	2	91	138	112	110	20	18
	3	40	142	102	104	32	31
	4	84	130	105	102	15	14
	5	81	111	91	89	10	11
PO ₄ ³⁻ [mg·dm ⁻³]	1	0,000	0,270	0,069	0,000	0,113	164
	2	0,000	0,100	0,020	0,000	0,038	190
	3	0,000	0,060	0,016	0,000	0,027	169
	4	0,000	0,110	0,016	0,000	0,042	263
	5	0,000	0,290	0,044	0,000	0,109	248
P _{og} [mg·dm ⁻³]	1	0,000	0,088	0,022	0,000	0,037	168
	2	0,000	0,033	0,007	0,000	0,013	186
	3	0,000	0,020	0,005	0,000	0,009	180
	4	0,000	0,036	0,005	0,000	0,014	280
	5	0,000	0,100	0,015	0,000	0,036	240
N–NH ₄ ⁺ [mg·dm ⁻³]	1	0,000	0,350	0,133	0,100	0,110	83
	2	0,000	0,220	0,077	0,060	0,075	97
	3	0,000	0,170	0,040	0,010	0,062	155
	4	0,000	0,230	0,076	0,070	0,079	104
	5	0,020	0,250	0,127	0,110	0,087	69
NO ₂ ⁻ [mg·dm ⁻³]	1	0,049	0,335	0,108	0,085	0,101	94
	2	0,000	0,062	0,039	0,053	0,028	72
	3	0,000	0,062	0,030	0,036	0,029	97
	4	0,000	0,076	0,040	0,053	0,029	73
	5	0,000	0,056	0,033	0,036	0,020	61
N–NO ₃ ⁻ [mg·dm ⁻³]	1	0,64	4,45	1,49	1,06	1,36	91
	2	0,00	0,85	0,36	0,29	0,33	92
	3	0,02	0,41	0,19	0,22	0,14	74
	4	0,03	0,77	0,33	0,19	0,30	91
	5	0,01	0,50	0,16	0,08	0,18	113
Fe _{og} [mg·dm ⁻³]	1	0,42	1,22	0,78	0,77	0,31	40
	2	0,29	1,08	0,59	0,50	0,32	54
	3	0,11	1,06	0,53	0,45	0,38	72
	4	0,06	0,52	0,32	0,31	0,15	47
	5	0,19	0,79	0,60	0,68	0,22	37
Mn ²⁺ [mg·dm ⁻³]	1	0,06	0,32	0,15	0,13	0,09	60
	2	0,00	0,25	0,12	0,12	0,08	67
	3	0,03	0,24	0,11	0,09	0,07	64
	4	0,00	0,09	0,05	0,06	0,03	60
	5	0,06	0,28	0,14	0,14	0,08	57
Klasa I – maksymalny potencjał ekologiczny		Klasa II – dobry potencjał ekologiczny			ppd – potencjał ekologiczny poniżej dobrego		

których największe średnio stężenie odnotowano w punkcie 3. – $29,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, przeciętnie największe wartości i mediany pozostałych wskaźników zasolenia stwierdzono na dopływie wody do zbiornika (tab. 1).

Największą i przekraczającą dopuszczalną wartość dla wód klasy II wartość BZT₅ odnotowano w czerwcu w punkcie 1. – $6,6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$. W pozostałych przypadkach woda kwalifikowała się z różną częstotliwością do potencjału ekologicznego dobrego i maksymalnego. Średnio największą wartość BZT₅ stwierdzono w punkcie 2. – $2,9 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, a najmniejszą w punkcie 4. – $1,9 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 1). Największą wartości ChZT–Mn, która wyniosła $12,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ stwierdzono we wrześniu w wodzie pobranej w punkcie 3., natomiast najmniejszą w sierpniu w punkcie 1. i 4. – $3,7 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$. Odnotowana wartość maksymalna kwalifikowała wodę do potencjału ekologicznego poniżej dobrego, podczas gdy w pozostałych próbkach woda kwalifikowała się do klasy II. Największą wartość średnią w okresie badawczym stwierdzono w punkcie 2. i 5. ($6,6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$), a najmniejszą na dopływie Wisły do zbiornika – $6,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 1). Średnie stężenia tlenu rozpuszczonego wahały się od $8,46 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ na odpływie wody ze zbiornika do $9,93 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ w punkcie 2. W czerwcu w punkcie 1. koncentracja tlenu była największa i wyniosła $14,40 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, natomiast minimum na poziomie $3,22 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ odnotowano we wrześniu w punkcie 3. Przyczynę tak niskiego stężenia tlenu w wodzie należy upatrywać w zakwicie sinic w okolicach tego punktu pomiarowo-kontrolnego. Z tych względów jednorazowo tylko w tym punkcie i terminie badawczym woda miała potencjał ekologiczny poniżej dobrego. W pozostałych miesiącach kwalifikowała się, za wyjątkiem pomiaru wrześniowego w punkcie 5, do I klasy. Wartości stopnia nasycenia tlenem mieściły się w przedziale od 40% (wrzesień – punkt 3.) do 149% (czerwiec – punkt 1.), a zatem różnica w nasyceniu tlenem badanych wód była bardzo duża i wyniosła 109%. Przestrzenny rozkład średnich wartości stopnia nasycenia wód tlenem był zbieżny z zawartością tlenu rozpuszczonego, ponieważ najmniejszą wartość stwierdzono w punkcie 5. (91%), a największą odnotowano w punkcie 2. – 112% (tab. 1).

Stężenia substancji biogennej kształtowały się na średnim poziomie, jednak w niektórych terminach badań notowano w punktach pomiarowo-kontrolnych tylko ich wartości śladowe (tab. 1).

Średnio największe stężenia fosforanów, odpowiednio na dopływie i odpływie wody ze zbiornika. Natomiast w zbiorniku, na skutek procesów samooczyszczania (włączenie w obieg biologiczny oraz depozycja w osadach dennych), przeciętne wartości PO_4^{3-} uległy kilkukrotnemu obniżeniu (tab. 1). Tylko w punkcie 1. i 5. jednokrotnie w sierpniu 2011 r., stężenia fosforanów przekroczyły dopuszczalną normę I klasy tj. $0,20 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ [Rozporządzenie... 2014]. Również dla fosforu ogólnego zaobserwowano podobne jak w przypadku fosforanów relacje pomiędzy punktami pomiarowo-kontrolnymi, z tą jednak różnicą, że stężenia P_{og} w żadnym terminie i miejscu badań nie przekroczyły wartości dopuszczalnej dla wód o maksymalnym potencjale ekologicznym (tab. 1). Dynamika miesięcznych zmian koncentracji azotu amonowego była dość duża, ponieważ oprócz wartości śladowych, które wystąpiły w niektórych terminach w punktach 1–4, odnotowano również stężenia maksymalne w zakresie $0,170\text{--}0,350 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Mimo widocznych różnic w wartościach ekstremalnych, stężenia w żadnym terminie i punkcie badawczym nie przekroczyły wartości dopuszczalnej dla I klasy potencjału ekologicznego – $0,78 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ [Rozporządzenie... 2014]. Średnie stężenia N-NH_4^+ wahały się od $0,040$ do $0,133 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, przy czym większe wartości odnotowano na dopływie i odpływie, a znacznie mniejsze w zbiorniku (tab. 1). W kilku terminach badawczych w punktach 2–5 odnotowano tylko śladowe stężenia azotynów, natomiast wartość minimalna w punkcie 1. wyniosła $0,049 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Z tych względów największe średnie stężenie azotynów stwierdzono na dopływie Wisły do zbiornika ($0,108 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), a najmniejsze ($0,030 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) w zbiorniku w punkcie 3. Również woda odpływająca ze zbiornika zawierała o ponad 3-krotnie mniej NO_2^- niż w punkcie 1 (tab. 1).

W trakcie prowadzonych badań odnotowano jednorazowy gwałtowny wzrost stężenia azotu azotanowego ($4,45 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), które wystąpiło w maju na dopływie wody do zbiornika i przekroczyło dopuszczalną normę I klasy tj. $2,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ [Rozporządzenie... 2014]. W pozostałych terminach i punktach badawczych woda miała z uwagi na N-NO_3^- maksymalny potencjał ekologiczny. W wyniku przepływu wody Wisły przez Zbiornik Goczałkowicki, średnie stężenie azotu azotanowego w odpływie zmniejszyło się ponad 9-krotnie, a w zbiorniku było od 4,1 do 7,8 razy mniejsze niż na dopływie (tab. 1). Woda w transekcie badawczym pomiędzy punktami 1–2, 2–3 i 3–4 zawierała

na skutek sukcesywnego wytrącania i sedymentacji coraz mniejsze ilości żelaza ogólnego i manganu – odpowiednio zmniejszyły się średnie stężenia z 0,78 do 0,32 mg·dm⁻³ oraz z 0,15 do 0,05 mg·dm⁻³ (tab. 1). Pomimo tak dużej redukcji tych dwóch metali w Zbiorniku Goczałkowickim, na odpływie wody ze zbiornika (punkt 5) odnotowano tylko nieznacznie mniejsze stężenia niż na dopływie Wisły do zbiornika. Wpływ na taki stan rzeczy, należy upatrywać w odprowadzaniu wody upustami, które mogą prowadzić wodę ze związkami żelaza i manganu wcześniej zdeponowanymi w osadach dennych.

Na podstawie wartości współczynnika zmienności (CV), który jest obiektywną i porównywalną miarą odchylenia danych empirycznych od wartości średnich, można wnioskować o zmienności losowej cech fizykochemicznych wody. W przypadku badanych wód można mówić, z pojedynczymi wyjątkami, o małym zróżnicowaniu (CV ≤ 20%) wartości pH, przewodności elektrolitycznej, chlorków, wapnia, magnezu i stopnia nasycenia wody tlenem. Największa dynamika zmian, wystąpiła w przypadku stężeń zawiesiny ogólnej i wszystkich badanych wskaźników biogennych – CV ≥ 60% (tab. 1).

Z przeprowadzonej testem t-Studenta analizy danych empirycznych wykonanej na poziomie

istotności α = 0,05 wynika, że tylko w przypadku 6 z 20 badanych wskaźników jakości wody odnotowano jakiegokolwiek statystycznie istotne różnice między wartościami uzyskanymi w poszczególnych punktach pomiarowo-kontrolnych (tab. 2).

Średnie stężenie wapnia było na dopływie Wisły do zbiornika o 5,7 mg·dm⁻³ większe, niż w środkowej części zbiornika – punkt 3. Na odpływie wody ze zbiornika (punkt 5) odnotowano przeciętnie o 21% mniejsze nasycenie wody tlenem niż w zbiorniku w punkcie 2. W przypadku azotynów i azotu azotanowego, stężenia na dopływie wody do zbiornika były istotnie większe niż w pozostałych punktach (tab. 2), co świadczy o korzystnym wpływie Zbiornika Goczałkowickiego na obniżenie stężeń tych substancji biogennych w rzece Wiśle. Stężenia żelaza ogólnego były w punkcie 4. istotnie mniejsze niż w punkcie 1., 2. i 5., a przeciętne stężenie manganu odnotowane w punkcie 4. tj. 0,05 mg·dm⁻³ było znacznie i istotnie mniejsze niż w pozostałych punktach pomiarowo-kontrolnych.

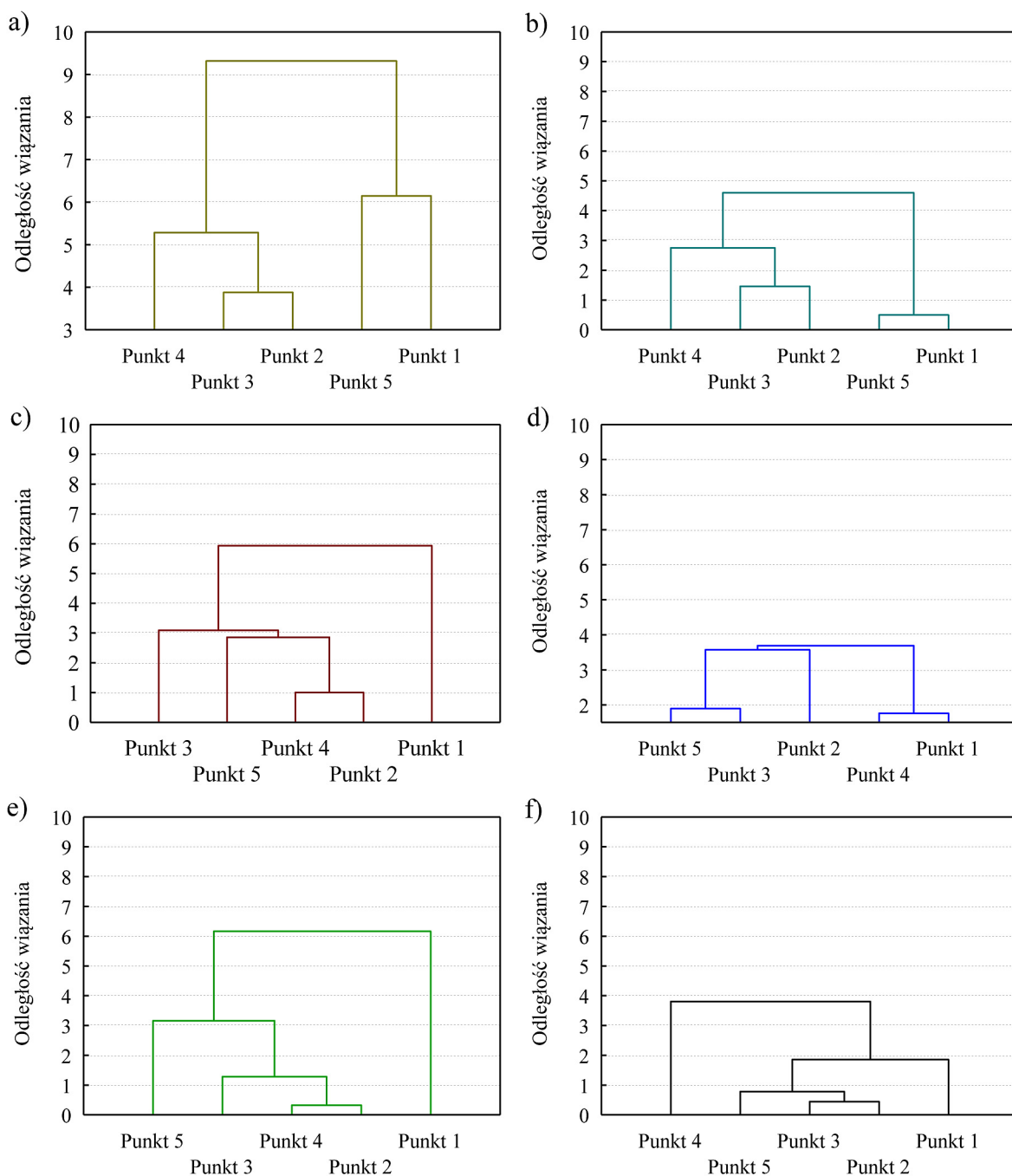
Na podstawie przeprowadzonej metodą Warda analizy skupień, wykonanej łącznie dla wszystkich badanych wskaźników fizykochemicznych oraz oddzielnie dla wskaźników fizycznych i zakwaszenia, zasolenia, tlenowych, biogennych, a także me-

Tabela 2. Porównanie wartości wybranych wskaźników jakości wody testem t-Studenta
Table 2. Comparison of selected water quality indicators values using t-Studenta test

Ca ²⁺ [mg·dm ⁻³]					Stopień nasycenia wody tlenem [%]					NO ₂ ⁻ [mg·dm ⁻³]								
Pkt		1	2	3	4	Pkt		1	2	3	4	Pkt		1	2	3	4	
	\bar{X}	30,2	24,8	24,5	25,0		\bar{X}	102	112	102	105		\bar{X}	0,108	0,039	0,030	0,040	
2	24,8	0,06				2	112	0,39				2	0,039	0,05				
3	24,5	0,04 *	0,84			3	102	1,00	0,52			3	0,030	0,03	0,86			
4	25,0	0,07	0,85	0,68		4	105	0,77	0,46	0,87		4	0,040	0,04	0,95	0,54		
5	25,3	0,09	0,72	0,56	0,83	5	91	0,30	0,03	0,41	0,08	5	0,033	0,03	0,65	0,84	0,61	
N-NO ₃ ⁻ [mg·dm ⁻³]					Fe _{og} [mg·dm ⁻³]					Mn ²⁺ [mg·dm ⁻³]								
Pkt		1	2	3	4	Pkt		1	2	3	4	Pkt		1	2	3	4	
	\bar{X}	1,49	0,36	0,19	0,33		\bar{X}	0,78	0,59	0,53	0,32		\bar{X}	0,15	0,12	0,11	0,05	
2	0,36	0,05				2	0,59	0,28				2	0,12	0,51				
3	0,19	0,03	0,25			3	0,53	0,21	0,77			3	0,11	0,41	0,89			
4	0,33	0,04	0,86	0,31		4	0,32	0,00	0,05	0,20		4	0,05	0,02	0,05	0,04		
5	0,16	0,02	0,19	0,69	0,23	5	0,60	0,25	0,90	0,66	0,02	5	0,14	0,82	0,63	0,51	0,02	
Wskaźnik jakości wody					Pkt – punkt pomiarowo-kontrolny, \bar{X} – średnia arytmetyczna, p – prawdopodobieństwo testowe (gdy p ≤ 0,05 różnica statystycznie istotna), * czcionką pogrubioną zaznaczono różnice istotne przy α = 0,05													
Pkt		1	2	3														4
	\bar{X}	\bar{X}	\bar{X}	\bar{X}														\bar{X}
2	\bar{X}	p																
3	\bar{X}	p	p															
4	\bar{X}	p	p	p														
5	\bar{X}	p	p	p	p													

tali – żelaza ogólnego i manganu, otrzymano sześć dendrogramów obrazujących podobieństwo jakości wody badanej w poszczególnych punktach pomiarowo-kontrolnych (rys. 2). Biorąc pod uwagę 20 badanych wskaźników, podobieństwo jakości wody pomiędzy punktami było mniej zauważalne niż w pozostałych analizowanych wariantach, po-

nieważ dopiero w odległości wiązania na poziomie 7, wykształciły się dwa skupienia (rys. 2a): pierwsze obejmujące trzy punkty zlokalizowane w zbiorniku oraz drugie obejmujące dwa punkty usytuowane na rzece Wiśle – na dopływie i odpływie wody ze zbiornika. Ponieważ świadczyłoby to o niewielkim wpływie Zbiornika Goczał-



Rys. 2. Dendrogramy ukazujące podobieństwo jakości wód powierzchniowych badanych w poszczególnych punktach pomiarowo-kontrolnych, z uwzględnieniem wartości: a) wszystkich badanych wskaźników fizykochemicznych, b) wskaźników fizycznych i zakwaszenia, c) wskaźników zasolenia, d) wskaźników tlenowych, e) wskaźników biogennych, f) żelaza i manganu

Fig. 2. The dendrograms showing similarity of surface water quality examined in individual measurement-control points, including: a) all examined physicochemical indicators, b) physical and acidification indicators, c) salinity indicators, d) oxygen indicators, e) biogenic indicators, f) iron and manganese

kowickiego na wartości fizykochemicznych parametrów jakościowych wody rzeki Wisły, dlatego wykonano analizy szczegółowe w rozbiciu na poszczególne grupy indykatorów jakościowych. W przypadku wskaźników fizycznych (temperatury i zawiesiny ogólnej) oraz pH, wartości na dopływie i odpływie wody ze zbiornika (punkt 1 i 2) były bardzo podobne pomimo, że w zbiorniku nastąpił wzrost wartości temperatury i pH oraz stężeń zawiesiny ogólnej, czego wynikiem jest oddzielne skupienie grupujące na poziomie wiązania 3 punkt 2, 3 i 4 (rys. 2b).

Analizując wskaźniki zasolenia (rys. 2c) i substancje biogenne (rys. 2e) stwierdzono, że badana woda na dopływie tworzy oddzielne jednoelementowe skupienie, świadczące o znacznej modyfikacji fizykochemicznych parametrów jakościowych wody rzeki Wisły na skutek jej przepływu przez Zbiornik Goczałkowicki. Szczególny wpływ na postać dendrogramu porównującego wartości wskaźników biogennych, miało wyraźne obniżenie stężeń azotynów i azotu azotanowego w punktach 2–5, w stosunku do punktu 1. W przypadku wskaźników tlenowych, uzyskano trzy skupienia (rys. 2d): pierwsze obejmujące punkt 5. i 3., w których odnotowano średnio najmniejszą zawartość i nasycenie wody tlenem, drugie jednoelementowe skupienie obejmujące tylko punkt 2. w którym woda zawierała największą zawartość tlenu i w którym stwierdzono przeciętnie największe wartości BZT₅ i ChZT–Mn oraz trzecie skupienie składające się z punktu 4. i 1., w których panowały warunki pośrednie.

Generalnie można stwierdzić, że we wszystkich punktach pomiarowo-kontrolnych występowało duże podobieństwo jakości wody ze względu na warunki tlenowe, ponieważ dendrogram zamknął się w odległości wiązania poniżej 4. Podobny wniosek można wyciągnąć z analizy skupień przeprowadzonej na podstawie stężeń żelaza ogólnego i manganu, w przypadku których również dendrogram zamknął się poniżej odległości wiązania na poziomie 4 (rys. 2f). Jednakże w tym przypadku wykształciło się jednoelementowe skupienie w punkcie 4, w którym stwierdzono wyraźnie mniejsze stężenia żelaza i manganu.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Z uwagi na użytkowanie zlewni, rozwiązania konstrukcyjne oraz złożoność procesów zachodzących w wodzie stojącej, zbiorniki wodne w

różnym stopniu mogą wpływać na jakość wód powierzchniowych. Dla zobrazowania tego problemu badawczego można przytoczyć dwa przykłady oceny wpływu zbiorników wodnych na jakość wód powierzchniowych. Wiatkowski i in. [2010] zamieścili analizę prowadzonych w latach 1992–2005 badań jakości wody rzeki Bystrzycy dopływającej i odpływającej ze zbiornika Mietków. Analiza wyników badań wykazała, że prawie wszystkie badane wskaźniki, za wyjątkiem tlenu rozpuszczonego, były mniejsze w wodzie odpływającej, co pozwoliło stwierdzić, że zbiornik Mietków korzystnie wpływa na poprawę jakości wody powierzchniowej rzeki Bystrzycy. W latach hydrologicznych 2011–2012 badania nad wpływem zbiornika Stare Miasto na jakość wód rzeki Powy prowadzili Kanclerz i in. [2014]. W celu oceny wpływu zbiornika na jakość wody porównali wartości 14 wskaźników fizykochemicznych badanych w dwóch punktach pomiarowo-kontrolnych, znajdujących się na dopływie i odpływie wody ze zbiornika. Przeprowadzona analiza wyników badań wykazała, że na odpływie były wyraźnie większe wartości BZT₅ i ChZT, ale dzięki zbiornikowi nastąpiła znaczna redukcja stężeń ortofosforanów oraz poprawiły się warunki tlenowe. Na tym tle, na podstawie analizy danych z przeprowadzonych badań hydrochemicznych wód rzeki Wisły dopływającej i odpływającej ze Zbiornika Goczałkowickiego oraz retencjonowanych w zbiorniku, można sformułować następujące wnioski:

1. Spośród badanych wskaźników jakości wody największą zmiennością losową charakteryzowały się stężenia zawiesiny ogólnej i wszystkich wskaźników biogennych. Najmniejszą zmienność stwierdzono w przypadku wartości pH, przewodności elektrolitycznej, chlorków, wapnia, magnezu i stopnia nasycenia wody tlenem.
2. Potencjał ekologiczny badanej wody w środkowej części zbiornika oraz dopływającej do zbiornika był poniżej dobrego, a na odpływie i w dwóch pozostałych punktach zlokalizowanych w zbiorniku był dobry.
3. Analiza skupień wykazała, duże podobieństwo wartości wskaźników fizycznych i zakwaszenia oraz znaczne różnice stężeń wskaźników biogennych i zasolenia na dopływie i odpływie wody ze zbiornika.
4. W wyniku przepływu wód rzeki Wisły przez Zbiornik Goczałkowicki istotnie obniżyły się stężenia azotynów i azotu azotanowego, co

potwierdzono statystycznie na poziomie istotności $\alpha = 0,05$.

5. Zbiornik wpłynął również na obniżenie stężeń fosforanów, fosforu ogólnego, żelaza ogólnego i większości wskaźników zasolenia, ale pogorszył nieco warunki tlenowe – co jednak nie zostało potwierdzone statystycznie.

LITERATURA

1. Bogdał A., Kanownik W., Kowalik T., Ostrowski K., Rajda W. 2014. Jakość i walory użytkowe wód odpływających ze zlewni wybranych zbiorników małej retencji planowanych na Pogórzu Ciężkowickim. Monografia, Wyd. UR Kraków, ss. 136.
2. Bojarski A., Wojtas S. 2005. Instrukcja utrzymania i eksploatacji Zbiornika wodnego Goczalkowice. Część I - Ogólna. Cermet-Bud Sp. z o.o., Kraków.
3. Bonczar Z., Kostuch R., Kwiecień R., Kwoczyńska B., Maślanka K., Policht A., Popławski Ł., Słupek J., Stanke E., Szymacha A. 2005. Oddziaływanie na środowisko nowo wybudowanego zbiornika wodnego Domaniów na rzece Radomce. Monografia, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, PAN Oddział w Krakowie, ss. 151.
4. Hus T., Pulikowski K. 2011. Content of nitrogen compounds in water flowing out of small agricultural catchments. *Pol. J. Environ. Stud.*, 20, 4, 895–902.
5. Kanclerz J., Wicher-Dysarz J., Dysarz T., Sojka M., Dwornikowska Ż. 2014. Wpływ zbiornika Stare Miasto na jakość wody rzeki Powy. *Nauka Przyr. Technol.*, 8, 4, #54.
6. Koc J., Glińska-Lewczuk K. 2004. Hydrochemical characteristics of spring water in young glacial area on the example of the Łyna River headwater. *Journal of Elementology*, 9 (1), 25–34.
7. Kondracki J. 2011. Geografia regionalna Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, ss. 440.
8. Kostecki M., Nocoń W. 2009. Rola płytkiego nizinowego zbiornika zaporowego w układzie „rzeka-zbiornik-rzeka”. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 12, 4, 249–269.
9. Kowalik T., Kanownik W., Bogdał A., Ostrowski K., Rajda W. 2009. Jakość i cechy użytkowe wody potoku Bąbola w aspekcie jej przyszłego magazynowania w zbiorniku retencyjnym. *Acta Sci. Pol., Form. Circ.*, 8(3–4), 17–23.
10. Liberacki D., Szafranski Cz. 2008. Contents of biogenic components in surface waters of small catchments in the Zielonka Forest. *Rocznik Ochrona Środowiska – Annual Set The Environment Protection*, 10, 181–192.
11. Pasławski Z.: Rola jezior w transformacji odpływu rzecznoego. *Gosp. Wodna*, 1, 7–10, 1996.
12. Policht-Latawiec A., Bogdał A., Pudło M. 2013. Effect of small water reservoir on quality and usable values of surface waters. *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego PAN*, 10, 334–347.
13. Policht-Latawiec A., Kanownik W., Rajda W. 2011. Biogenne i tlenowe wskaźniki jakości wody dopływającej i odpływającej z wybranych zbiorników wodnych. *Gaz, Woda i Tech. Sanit.*, 10, 394–396.
14. Przybyła Cz., Zbierska A., Dwornikowska Ż. 2011. Ocena zmian jakości wody w wybranych jeziorach Pojezierza Poznańskiego w latach 2004–2009. *Rocznik Ochrona Środowiska – Annual Set The Environment Protection*, 13, 723–746.
15. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 15 listopada 2011 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych. *Dz. U. Nr 258, poz. 1550*.
16. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. *Dz. U. z 2014 r., poz. 1482*.
17. Siemieniuk A., Szczykowska J. 2011. Przyczyny i skutki czystości wód zbiorników małej retencji na Podlasiu. *Inżynieria Ekologiczna*, 26, 68–74.
18. Sojka M., Siepak M., Ziola A., Frankowski M., Murat-Błażejewska S., Siepak J. 2008. Application of multivariate statistical techniques to evaluation of water quality in the Mała Wełna River (Western Poland). *Environ. Monit. Assess.*, 147, 159–170.
19. Szafranski Cz., Stefanek P. 2008. Wstępna ocena wpływu zbiornika Mściwojów na przepływy w rzece Wierzbak i głębokości zwierciadła wody gruntowej w terenach przyległych. *Rocznik Ochrona Środowiska – Annual Set The Environment Protection*, 10, 491–502.
20. Wiatkowski M. 2008. Wyniki badań jakości wody dopływającej i odpływającej z małego zbiornika wodnego Młyny na rzece Julianpolka. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 9, 307–318.
21. Wiatkowski M. 2010. Ocena jakości wody zbiornika Komorów na potoku Milikówka. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 8(2), 51–64.
22. Wiatkowski M., Czamara W., Wiatkowska B. 2010. Wpływ zbiornika Mietków na zmiany jakości wód rzeki Bystrzycy. [W:] *Woda w badaniach geograficznych*. Red. T. Ciupa, R. Suligowski. Instytut Geografii Uniwersytetu Jana Kochanowskiego Kielce, 327–337.
23. Wiatkowski M., Rosik-Dulewska Cz. 2013. Ocena jakości wody zbiornika Włodzienin w pierwszym roku funkcjonowania. *Rocznik Ochrona Środowiska – Annual Set The Environment Protection*, 15, 2666–2682.