

Apolinary L. Kowal, Janusz Przewłocki, Celina Łojewska

Oczyszczanie wody ze zbiornika „Sosnówka” na potrzeby Jeleniogórskiego Zespołu Miejskiego

Okresowe deficyty wody do picia w aglomeracji miejskiej Jeleniej Góry wymusiły konieczność budowy zbiornika wodnego „Sosnówka” na rzece Czerwonce, zasilanego – poprzez rurociąg przerzutowy – wodami rzeki Podgórnej, a także wodami rzeki Sośniak. Udział poszczególnych rzek w zasilaniu zbiornika wynosi odpowiednio 20%, 70% i 10%. Zbiornik ma mieć pojemność maksymalną 14 mln m³ (pojemność użytkowa 11 mln m³), a minimalną 2 mln m³. Sumaryczny średni odpływ ze zbiornika będzie wynosił 20,28 mln m³/a, z czego do celów wodociągowych zamierza się ujmować 17,12 mln m³/a (46,9 tys. m³/d).

Badania nad ustaleniem założeń technologicznych zakładu uzdatniania wody ze zbiornika „Sosnówka”, projektowanego przez Biuro Projektów Budownictwa Komunalnego we Wrocławiu dla potrzeb zaopatrzenia Jeleniogórskiego Zespołu Miejskiego, wykonano we wrocławskim oddziale Instytutu Ochrony Środowiska w 1998 r. [10].

Skład wód rzecznych

Do oceny jakości wód rzecznych wykorzystano analizy wykonane przez IOŚ w roku 1986, analizy z przedsiębiorstwa Wodnik z lat 1994–1998 oraz analizy własne IOŚ z 1998 r. Ostatnie badania wód Sośniaka i Podgórnej wykazały ich bardzo zbliżony skład, natomiast względnie wyższe wskaźniki zanieczyszczeń stwierdzono w wodach Czerwonki. Jednak wszystkie wskaźniki jakości wód (poza fluorem) nie przekraczały wartości dopuszczalnych dla I klasy czystości.

W połowie lat 80. rzeka Sośniak należała do bardziej zanieczyszczonych cieków w zlewni Bobru. Wyraźna poprawa jakości wody tej rzeki nastąpiła w latach 1986–1998. Obniżeniu uległy wartości BZT₅, ChZT, utlenialności i zawiesin, jak również związków biogenych oraz detergentów. Niemal wszystkie wskaźniki jakości wody pozwalają na zaliczenie jej do pierwszej klasy czystości, z wyjątkiem podwyższonych stężeń fosforu ogólnego i fosforanów (incydentalnie II kl.). Stwierdzone przekroczenie zawartości zawiesin wynikało z wezbrania i nie dyskwalifikuje wody. Ze względu na niewielki udział wód Sośniaka w zasilaniu budowanego zbiornika (do 10%), ewentualne przekroczenie dopuszczalnych stężeń związków fosforu nie będzie miało istotnego wpływu na stan troficzny wód zbiornika.

W połowie lat 80. wody rzeki Czerwonki były wyraźnie bardziej zanieczyszczone niż wody dwóch pozostałych rzek,

miały też najwyższą barwę, co sugerowałoby zaleganie w jej zlewni złóż torfów górskich. Zakres wahań oraz średnie wartości podstawowych i eutroficznych wskaźników zanieczyszczenia w roku 1986 i obecnie porównano w tabeli 1, z której wynika, że w minionym 12-leciu nastąpił 2+3-krotny spadek wartości podstawowych i eutroficznych wskaźników zanieczyszczenia, z wyjątkiem azotynów i azotanów, których stężenia zmniejszyły się w stopniu znacznie większym.

Z wyjątkiem podwyższonych wartości fosforu ogólnego (0,17 gP/m³ – w granicach II klasy czystości) wszystkie wskaźniki odpowiadały wymogom I klasy czystości wód. Niski udział wód Czerwonki w zasilaniu zbiornika „Sosnówka” (do 20%) sprawia, że niewielkie przekroczenia dopuszczalnych stężeń fosforu ogólnego (0,1 gP/m³) dla wód I klasy nie będą miały istotnego znaczenia dla stanu troficznego wód tego zbiornika.

Obecne stężenia jonów metali ciężkich w wodach Czerwonki nie przekraczają normatywów I klasy czystości, podobnie jak to ma miejsce w wypadku detergentów, których maksymalne zawartości obniżyły się w porównaniu z rokiem 1986. W 1986 r. woda miała niewielką mętność (3+10 g/m³) oraz barwę (20+30 gPt/m³), co znajduje odzwierciedlenie w niewielkich stężeniach kwasów humusowych (1,24 g/m³) oraz ogólnego węgla organicznego (2,2+2,6 gC/m³). Woda jest bardzo miękka i słabo zmineralizowana, o niewielkich zawartościach jonów Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺; bardzo wrażliwa na zakwaszenie.

Po wybudowaniu przerzutu jej wód do zbiornika, najważniejszym źródłem zasilania zbiornika „Sosnówka” (70% dopływu) będzie rzeka Podgórna. W 1986 r. była ona najczystszym ciekim spośród trzech omawianych rzek. W tabeli 2 podano zakres zmienności stężeń podstawowych i eutroficznych wskaźników zanieczyszczenia wód rzeki Podgórnej w latach 1986 i 1998. Wody rzeki Podgórnej mają obecnie I klasę czystości nie tylko ze względu na wskaźniki podstawowe i eutroficzne, lecz także z uwagi na niskie zawartości jonów metali ciężkich, których stężenia są kilkakrotnie (Zn, Cd, Cu, Pb), o jeden rząd (Cr) lub o dwa rzędy (Ni) niższe od dopuszczalnych. Klasa I jest zachowana również z uwagi na specyficzne zanieczyszczenia organiczne (detergenty, fenole). Woda ta jest najslabiej zmineralizowana spośród trzech omawianych wód rzecznych. Jej średnia twardość ogólna wynosi zaledwie 0,7 val/m³, ciała rozpuszczone – 46 g/m³, stężenie wapnia – 8,2 gCa/m³, magnezu – 1,6 gMg/m³, sodu – 4,3 gNa/m³, potasu – 0,8 gK/m³, siarczanów – 16 gSO₄²⁻/m³ oraz chlorków – 5,2 gCl⁻/m³. Mętność wody mieści się w zakresie 3+10 g/m³, barwa – 5+10 gPt/m³, stężenie kwasów humusowych – 0,4 g/m³, ogólny węgiel organiczny – 1,51+1,60 gC/m³.

Tabela 1. Porównanie wartości wskaźników zanieczyszczenia wód rzeki Czerwonki

Parametr, jednostka	1986		1998	
	zakres	średnia	zakres	średnia
BZT ₅ , gO ₂ /m ³	2,3+9,5	5,3	1,01+2,28	1,5
ChZT, gO ₂ /m ³	8,1+76,3	20,0	4,11+9,34	6,92
Utlenialność, gO ₂ /m ³	2,2+23,0	6,0	2,87+3,46	3,14
Zawiesiny ogólne, g/m ³	2,9+279	37,5	3+24	15
Azot Kjeldahla, gN/m ³	0,76+10,43	1,93	0,77+1,07	0,91
Azot amonowy, gN/m ³	0,12+0,73	0,46	0,12+0,25	0,18
Azot azotynowy, gN/m ³	0,005+0,085	0,03	0,0+0,008	0,002
Azot azotanowy, gN/m ³	2,5+10,6	5,13	0,72+1,29	0,99
Fosfor ogólny, gP/m ³	0,12+0,49	0,28	0,05+0,17	0,115
Fosforany, gP/m ³	0,05+0,27	0,11	0,02+0,06	0,032

Tabela 2. Porównanie wartości wskaźników zanieczyszczenia wód rzeki Podgórzej

Parametr, jednostka	1986		1994–1998		1998	
	zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia
BZT ₅ , gO ₂ /m ³	0,6+10,7	3,76	2,0+4,2	3,2	0,72+1,54	1,06
ChZT, gO ₂ /m ³	3,0+64,8	12,5	–	–	3,41+8,08	5,07
Utlenialność, gO ₂ /m ³	0,7+23,5	3,1	2,2+5,1	3,3	1,96+3,86	2,68
Zawiesiny ogólne, g/m ³	0+147	12,4	2+14	4	4+10	7
Azot Kjeldahla, gN/m ³	0,32+2,68	0,81	–	–	0,38+0,84	0,52
Azot amonowy, gN/m ³	0,06+0,24	0,15	0,08+0,25	0,16	0,12+0,22	0,17
Azot azotynowy, gN/m ³	0,00+0,03	0,003	0,0+0,01	0,003	0,000+0,001	śl.
Azot azotanowy, gN/m ³	1,50+4,95	2,44	0,39+1,19	0,795	0,40+0,59	0,50
Fosfor ogólny, gP/m ³	0,06+0,25	0,15	–	–	0,04+0,09	0,075
Fosforany, gP/m ³	0,00+0,10	0,03	0,00+0,24	0,09	0,00+0,04	0,02

Tabela 3. Orientacyjna prognoza przeciętnej charakterystyki wód zbiornika „Sosnówka”

Parametr, jednostka	Średnie wartości wskaźników			
	Sośniak	Czerwonka	Podgórze	„Sosnówka”
Mętność, g/m ³	7,25	5,75	5,25	6
Barwa, gPt/m ³	10	15,5	7,5	9
pH, –	6,8+7,3	6,7+7,4	6,3+7,0	6,4+7,1
Ogólny węgiel organiczny, gC/m ³	1,85	2,4	1,55	1,75
Kwasy humusowe, g/m ³	1,26	1,24	0,40	0,65
Twardość ogólna, val/m ³	1,2	1,3	0,7	0,9
Zasadowość ogólna, val/m ³	0,65	0,68	0,47	0,5
Kwasowość, val/m ³	0,13	0,13	0,09	0,1
CO ₂ wolny, gCO ₂ /m ³	6,7	6,05	4,0	4,1
CO ₂ agresywny, gCO ₂ /m ³	6,35	5,6	3,85	3,9
Substancje rozpuszczone, g/m ³	110	110	46	65
Przewodnictwo właściwe, μS/cm	168	166	69	48
Wapń, gCa/m ³	15,8	18,4	8,15	11,0
Magnez, gMg/m ³	3,4	5,0	1,6	2,5
Sód, gNa/m ³	6,7	6,3	4,3	4,9
Potas, gK/m ³	2,25	1,4	0,8	1,1
Siarczany, gSO ₄ ²⁻ /m ³	34,8	28,3	16,0	20,3
Chlorki, gCl ⁻ /m ³	7,9	7,8	5,2	6,0
BZT ₅ , gO ₂ /m ³	1,85	1,5	1,05	1,2
ChZT, gO ₂ /m ³	6,9	6,5	5,1	5,6
Utlenialność, gO ₂ /m ³	3,3	3,1	2,7	2,8
Zawiesiny ogólne, g/m ³	18	15	7	9,7
Azot ogólny, gN/m ³	0,94	0,91	0,52	0,63
Azot amonowy, gN/m ³	0,23	0,18	0,17	0,18
Azot azotanowy, gN/m ³	1,51	0,99	0,50	0,70
Fosfor ogólny, gP/m ³	0,30	0,12	0,08	0,11
Fosforany, gP/m ³	0,09	0,03	0,02	0,03

Prognoza jakości wód zbiornika „Sosnówka”

Na podstawie wyników analiz IOŚ z 1998 r. oraz przyjmując udziały wód Sośniaka, Czerwonki i Podgórnego w zasilaniu zbiornika jako równe odpowiednio 10%, 20% oraz 70%, w tabeli 3 podano (opracowaną metodą addytywną) orientacyjną prognozę przeciętnego składu wód zbiornika „Sosnówka” w oparciu o średnie wartości podstawowych wskaźników jakościowych. Prognoza ta należy do orientacyjnych, gdyż nie uwzględniono w niej wpływu:

- przestrzennych źródeł zanieczyszczeń w bezpośredniej zlewni zbiornika,
- zanieczyszczonych (zwłaszcza związkami azotu i fosforu) opadów atmosferycznych na powierzchnię zbiornika,
- niezbędnych przedsięwzięć ochronnych (rozbudowa sieci kanalizacyjnej, likwidacja niektórych źródeł zanieczyszczeń w górnej części zlewni Podgórnego),
- zjawiska eutrofizacji na jakość wód zbiornika, zwłaszcza w dłuższym czasie, tj. po ustabilizowaniu się jego warunków eksploatacyjnych; szczególnie niemiernodajne (zaniżone) są uzyskane w ten sposób stężenia azotu i fosforu oraz będące pochodną eutrofizacji – zawartości zawiesin.

Niemniej jednak wiele wskaźników (barwa, pH, twardość, zasadowość, wskaźniki zasolenia) można uznać za miarodajne, natomiast pozostałe wskaźniki (OWO, BZT₅, ChZT, utlenialność) mogą być zawyżone na skutek nieuwzględnienia przedsięwzięć ochronnych (zwłaszcza w zlewni Podgórnego i Czerwonki). Jak wynika z tabeli 3, uwzględniając podstawowe wskaźniki fizyczno-chemiczne jakości wody (pH, substancje rozpuszczone, siarczany, chlorki, BZT₅, ChZT, utlenialność, zawiesiny) oraz pomijając związki azotu i fosforu, przeciętny skład wód zbiornika będzie odpowiadał w zasadzie I klasie czystości. Można jedynie oczekiwać niewielkich przekroczeń pH w kierunku odczynów kwaśnych (pH minimalne wynosi 6,4 wobec dopuszczalnego 6,5). Wartości stężeń pozostałych wskaźników kształtują się znacznie poniżej dopuszczalnych dla I klasy, zwłaszcza w odniesieniu do zanieczyszczeń organicznych i związków azotowych.

Szczegółowa analiza podatności zbiornika na eutrofizację dla pięciu różnych wariantów rozwoju infrastruktury ochrony jego wód wykazała, że wysoka ich jakość (I klasa czystości) może być zachowana przy spełnieniu następujących warunków (wariant 4):

- skanalizowanie wszystkich miejscowości w bezpośredniej zlewni zbiornika i jego dopływów (w tym również Podgórnego, powyżej przekroju przerzutu wód) w celu likwidacji rozproszonych źródeł zanieczyszczeń (odpływy z szamb przydomowych),
- doprowadzenie wszystkich ścieków, z wyjątkiem Borowic, (również z domów wczasowych) do oczyszczalni BOS-200 w Marczykach, poniżej zbiornika,
- intensyfikacja usuwania azotu ogólnego i fosforu ogólnego (odpowiednio do 80% i 95%) w istniejącej oczyszczalni BOS-150 w Borowicach, z zachowaniem zrzutu ścieków do „Sosnówki” w zlewni zbiornika,
- przekształcenie terenów rolniczych w bezpośredniej zlewni zbiornika na użytki zielone [11].

Przy tych warunkach zbiornik byłby obciążony ładunkami biogenów w ilości 37664 kgN_{og}/a i 920 kgP_{og}/a, w tym 22% N_{og} i 19% P_{og} pochodziłoby ze źródeł przestrzennych w zlewni bezpośredniej, 9% N_{og} i 11% P_{og} z opadów atmosferycznych

na lustro wody zbiornika oraz 69% N_{og} i 70% P_{og} wnoszone byłoby wraz z wodami dopływów i pochodziło ze zlewni pośredniej (2% N_{og} i 34% P_{og} ze źródeł punktowych, 67% N_{og} i 36% P_{og} ze źródeł przestrzennych).

Jak wynika z tabeli 4, obciążenie wód zbiornika związkami azotu wielokrotnie przekraczałoby obciążenie niebezpieczne z uwagi na eutrofizację (wg Vollenweidera), co oznaczałoby intensywne zakwity glonowe, gdyby azot ogólny był czynnikiem warunkującym ten proces. W wypadku zbiornika „Sosnówka” czynnikiem takim jest fosfor. Obciążenie powierzchni zbiornika fosforem ogólnym ponad 2-krotnie przekraczałoby wartość dopuszczalną, warunkującą utrzymanie oligotroficznego charakteru jego wód i byłoby na granicy obciążenia niebezpiecznego, którego przekroczenie oznacza eutrofizację. Można więc stwierdzić, że w zbiorniku „Sosnówka” należy oczekiwać umiarkowanego tempa wzrostu troficzności wód, tj. warunków mezotrofowych. Czynnikiem hamującym intensywność zakwitów może też być deficyt związków węgla, spowodowany niskim stężeniem OWO oraz bardzo niską zasadowością wody i trudnościami z uzupełnieniem tego deficytu w wyniku sorpcji dwutlenku węgla z powietrza. Dzięki temu przez długi czas możliwe będzie utrzymanie I klasy czystości jego wód, co oznacza ich wysoką przydatność do celów wodociągowych.

Badania nad uzdatnianiem wody

Wody rzek zasilających zbiornik „Sosnówka” charakteryzują się bardzo niską mineralizacją, zasadowością, barwą (20 gPt/m³), niskim stężeniem kwasów humusowych oraz węgla organicznego; pH wody może wynosić około 6,4. Prognoza składu wód zbiornika „Sosnówka” wskazuje na celowość stosowania koagulacji kontaktowej, bądź powierzchniowej, poprzedzonej korektą odczynu oraz zasadowości wody. W wodach zbiornika nie należy oczekiwać intensywnych zakwitów glonów, a pobór wody z niższych poziomów obniży dodatkowo ich liczebność w ujmowanej wodzie. Niewielkie stężenia kwasów humusowych i węgla organicznego umożliwiają dezynfekcję wody chlorem bez zagrożenia powstawaniem trihalometanów.

Badania laboratoryjne

Wykonano testy koagulacji objętościowej, powierzchniowej i kontaktowej na wodach dowożonych z rzek Podgórnego i Czerwonki. W testach koagulacji objętościowej stosowano następujące podstawowe koagulanty i ich mieszaniny:

- techniczny siarczan glinu w postaci wodnego roztworu o zawartości 8,5% Al₂O₃, z korektą odczynu wodorotlenkiem sodu i wapnem,
- osiemnastowodny siarczan glinu (cz.d.a.) z korektą odczynu wapnem,
- techniczny glinian sodu w postaci wodnego roztworu o zawartości 18% Al₂O₃, bez korekty odczynu,
- polichlorek glinu (PAC – Al(OH)_xCl_yCl_z)_n w postaci roztworu o zawartości 15,5% Al₂O₃, bez i z korektą odczynu wapnem,
- techniczny chlorek żelaza z korektą odczynu wapnem do pH>8,5,
- koagulant glinowy o nazwie handlowej PAX-XL1, w postaci roztworu o zawartości 10% Al₂O₃, z korektą odczynu wapnem i bez korekty,

Tabela 4. Szczegółowa prognoza podatności na eutrofizację oraz jakości wód zbiornika „Sosnówka”

Parametr	Obciążenie zbiornika ładunkiem biogenów			Wskaźniki w wodach zbiornika	
	prognozowane ^x	dopuszczalne ^{xx}	niebezpieczne ^{xx}	prognozowane ^x	dopuszczalne ^x
Azot ogólny	23,2 gN/m ² a	1,5 gN/m ² a	3,0 gN/m ² a	0,86 gN/m ³	–
Fosfor ogólny	0,54 gP/m ² a	0,25 gP/m ² a	0,5 gP/m ² a	0,021 gP/m ³	<0,05 gP/m ³
Chlorofil „a”	–	–	–	7,2 mg/m ³	<8 mg/m ³
Widzialność*	–	–	–	4,9 m	4 m

* widzialność krążka Secchiego; ^x wartości średnie roczne, ^{xx} wg Vollenweidera; ^{*} dla I klasy czystości wód jeziornych wg [11], odmiennej od normalatywnej klasyfikacji wód powierzchniowych wg rozporządzenia MOŚZNIL z 5-11-1991; ^{**} w powierzchniowej warstwie wody

- siarczan glinu + glinian sodu (1:1),
- glinian sodu + polichlorek glinu (2:1).

Testy podatności wody na koagulację objętościową prowadzono metodą testu naczyniowego (szybkie mieszanie 3 min, wolne mieszanie 20 min, sedymentacja 1 h). W skoagulowanych próbkach i w wodzie surowej wykonano oznaczenia pH, barwy, przewodnictwa, utlenialności, zasadowości, glinu i żelaza. Ogółem wykonano 31 serii badań, z czego 16 dla wody z rzeki Czerwonki i 15 dla wody z rzeki Podgórnej (od kwietnia do czerwca 1998 r.).

Z analizy wyników 31 serii doświadczalnych, przeprowadzonych dla obu wód rzecznych z zastosowaniem 8 różnych koagulantów i ich kombinacji (z korektą i bez korekty pH) wynika, że nawyższy stopień uzdatniania wody, przy najniższych dawkach koagulantów, zapewniają trzy warianty koagulacji objętościowej z zastosowaniem następujących chemikaliów:

– wariant 1: siarczan glinu z korektą pH wapnem, przy dawkach 4,5 gAl₂O₃/m³ (2,4 gAl/m³) i 10 gCaO/m³, obniżał utlenialność wody do 1,3 gO₂/m³, przy stężeniu pozostałego glinu 0,07 gAl/m³,

– wariant 2: glinian sodu + polichlorek glinu (PAC), przy dawkach 5,84 gAl₂O₃/m³ + 4 gAl₂O₃/m³ (3,0 gAl/m³ + 2,1 gAl/m³), obniżał utlenialność do 1,8 gO₂/m³, przy stężeniu pozostałego glinu 0,05 gAl/m³,

– wariant 3: polichlorek glinu (PAC) z korektą pH wapnem, przy dawkach 3 gAl₂O₃/m³ (1,6 gAl/m³) i 5,3 gCaO/m³, umożliwił obniżenie utlenialności do 1,3 gO₂/m³, przy pozostałym stężeniu glinu 0,07 gAl/m³.

Z analizy wariantów doboru koagulantu najkorzystniejszy wydaje się być wariant 1 (siarczan glinu z korektą pH wapnem), z uwagi na korzystne efekty uzdatniania i niskie dawki tanich chemikaliów. Należy zaznaczyć, że ze względu na bardzo niewielką buforowość wody ze zbiornika „Sosnówka”, oprócz korekty odczynu do pH=6,8 (dla potrzeb hydrolyzy koagulantu), konieczne jest stosowanie końcowej korekty odczynu do pH=8,0+8,2 dawką wapna do 10 gCaO/m³. Ilość wapna do końcowej korekty będzie mogła być zmniejszona przez dawkowanie roztworu dolomitu rozpuszczonego dwutlenkiem węgla, co będzie dodatkowym źródłem jonów wapnia i magnezu. W wodzie rzeki Podgórnej stężenia obu jonów były bardzo niskie (5,6+12,0 gCa/m³, śr. 8,15 gCa/m³ oraz 1,34+1,87 gMg/m³, śr. 1,5 gMg/m³), natomiast w wodach zbiornika średnie stężenia tych jonów wyniosą 11,0 gCa/m³ i 2,5 gMg/m³. Analizowane wody, zarówno ze względu na agresywność jak i wymagania zdrowotne, powinny być wzbogacone w obydwa pierwiastki, przy czym należy brać pod uwagę konieczność podwyższenia stężenia wapnia w wodzie do 30 gCa/m³, natomiast stężenia magnezu należałoby zwiększyć do około 20 gMg/m³.

Laboratoryjne badania nad koagulacją kontaktową wody z rzek Czerwonki i Podgórnej prowadzono w dwóch wariantach technologicznych:

Wariant A – koagulacja kontaktowa z dawkowaniem koagulantów przed filtrem antracytowo-piaskowym. Przeprowadzono 4 serie badań (po 2 dla wody każdej z rzek), z zastosowaniem koagulantów:

– siarczan glinu + wapno w ilości 10 gAl₂(SO₄)₃/m³ (1,6 gAl/m³) + 7,5 gCaO/m³,

– glinian sodu + polichlorek glinu w ilości 5,84 gAl₂O₃/m³ + 4,0 gAl₂O₃/m³.

Badania prowadzono na laboratoryjnym filtrze piaskowo-antracytowym o średnicy 3,0 cm i wysokości 3,0 m (piasek: d₁₀=0,75 mm, WR=1,7 h=1,00 m; antracyt: d₁₀=1,5 mm, WR=2,0, h=0,50 m). Obciążenie hydrauliczne złoża filtracyjnego wynosiło 5 m³/m²h. Po zakończeniu 10-godzinnej serii badawczej filtr płukano wodą wodociągową. Próbki wody uzdatnionej pobierano po 2 godzinach pracy filtru.

Wariant B – koagulacja powierzchniowa w filtrze piaskowym o przepływie z góry do dołu, poprzedzona szybkim mieszaniem. Badania nad koagulacją wody z rzeki Podgórnej obejmowały dwie serie dla różnych dawek siarczanu glinu i wapna:

– seria 1: 6,9 gAl₂(SO₄)₃/m³ (1,10 gAl/m³) + 4,8 gCaO/m³,

– seria 2: 18,0 gAl₂(SO₄)₃/m³ (2,88 gAl/m³) + 13,6 gCaO/m³.

Były one prowadzone na jednowarstwowym filtrze piaskowym o wysokości złoża h=1,5 m i średnicy 3 cm (d₁₀=0,55 mm, WR=2). Układ uzdatniania pracował przy obciążeniach filtru 5,0 m³/m²h i 4,88 m³/m²h, odpowiednio w seriach 1 i 2. Czas trwania cyklu filtracji, a także płukanie filtrów i pobór próbek filtratu były identyczne jak w wariantcie A.

Wariant C – koagulacja objętościowa wody z szybkim i wolnym mieszaniem (bez sedymentacji) oraz filtracją pospieszną (od góry do dołu) na złożu piaskowym. Badano wodę z rzeki Podgórnej, stosując tylko jedną dawkę siarczanu glinu (10,5 gAl₂(SO₄)₃/m³, tj. 1,68 gAl/m³ i wapna (7,1 gCaO/m³). Układ uzdatniania, analogiczny jak w wariantcie B, uzupełniono o komorę wolnego mieszania o czasie przetrzymania 30 min. Obciążenie hydrauliczne filtru (5,66 m³/m²h) było nieco wyższe niż w wariantcie B.

W wyniku badań laboratoryjnych nad koagulacją kontaktową wody na filtrze antracytowo-piaskowym, stosując dawki siarczanu glinu 3 gAl₂O₃/m³ (1,6 gAl/m³) i wapna 7,5 gCaO/m³, uzyskano obniżkę utlenialności do 1,45 gO₂/m³ dla wody z rzeki Czerwonki (seria 1) oraz do 0,97 gO₂/m³ dla wody z rzeki Podgórnej (seria 3), przy bardzo niskich stężeniach pozostałego glinu, odpowiednio 0,044 gAl/m³ i 0,022 gAl/m³. Pomimo zastosowania wyższych dawek glinu w seriach 2 i 4, z użyciem mieszaniny glinianu sodu i PAC (dawki odpowiednio 5,84 gAl₂O₃/m³ lub 3,04 gAl/m³ oraz 4,0 gAl₂O₃/m³ lub 2,12 gAl/m³), uzyskano gorsze wyniki koagulacji, tj. utlenialność 1,84 gO₂/m³ i glin pozostały 0,093 gAl/m³ w wodzie Czerwonki oraz odpowiednio 1,3 gO₂/m³ i 0,03 gAl/m³ w wodzie Podgórnej. Stężenia pozostałego glinu świadczą o zastosowaniu właściwych dawek koagulantów. W koagulacji kontaktowej zdecydowanie lepszym koagulantem okazał się siarczan glinu z uprzednią korektą pH wapnem.

Wyniki badań nad koagulacją powierzchniową wody z rzeki Podgórną na filtrze piaskowym, z zastosowaniem uprzedniego szybkiego mieszania wskazują, że zastosowanie niskiej dawki siarczanu glinu $6,9 \text{ gAl}_2(\text{SO}_4)_3/\text{m}^3$ ($1,10 \text{ gAl}/\text{m}^3$) w serii 1 było niewystarczające, gdyż utlenialność spadła zaledwie z $2,5 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ do $2,4 \text{ gO}_2/\text{m}^3$. Wzrost dawki koagulantu do $18,0 \text{ gAl}_2\text{SO}_4/\text{m}^3$ ($2,88 \text{ gAl}/\text{m}^3$) w serii 2 pozwolił na uzyskanie wody o bardzo dobrym składzie. Jej barwa wynosiła $3 \text{ gPt}/\text{m}^3$, utlenialność $1,4 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, azot ogólny Kjeldahla $0,27 \text{ gN}/\text{m}^3$ i fosfor ogólny $0,023 \text{ gP}/\text{m}^3$, przy niewykrywalnych stężeniach glinu pozostałego.

Efektywność koagulacji objętościowej wody w układzie przepływowym z filtracją była porównywalna ze składem wody w serii 2 (taka sama wartość barwy i mętności oraz bardzo zbliżone wartości utlenialności ($1,7$ i $1,6 \text{ gO}_2/\text{m}^3$), twardości ogólnej ($1,4$ i $1,6 \text{ val}/\text{m}^3$), azotu ogólnego Kjeldahla ($0,27$ i $0,35 \text{ gN}/\text{m}^3$), azotu azotanowego ($0,508$ i $0,4092 \text{ gN}/\text{m}^3$) oraz fosforu ogólnego ($0,023$ i $0,03 \text{ gP}/\text{m}^3$). Stężenie glinu pozostałego wynosiło $0,03 \text{ gAl}/\text{m}^3$.

Badania laboratoryjne nad koagulacją i filtracją wód w różnych układach przepływowych wykazały, że spośród trzech rodzajów koagulantów (i ich kombinacji) uznanych za najlepsze na podstawie wyników testów koagulacji (połączenie siarczanu glinu i wapna w dawkach $2,4 \text{ gAl}/\text{m}^3 + 10 \text{ gCaO}/\text{m}^3$ oraz $\text{NaAlO}_2 + \text{PAC}$ w dawkach $3,0 \text{ gAl}/\text{m}^3 + 2,1 \text{ gAl}/\text{m}^3$, bądź $\text{PAC} + \text{CaO}$ w dawkach $1,6 \text{ gAl}/\text{m}^3 + 5,3 \text{ gCaO}/\text{m}^3$), szczególnie korzystne warunki uzyskano przy dawkowaniu siarczanu glinu i wapna, niezależnie od przyjętej technologii koagulacji. Warianty A, B i C zapewniły bardzo zbliżone efektywności uzdatniania wody z rzek zasilających zbiornik „Sosnówka”.

Badania polowe

Badania polowe nad uzdatnianiem wody z rzeki Podgórną przeprowadzono w miejscowości Podgórzyn, w trzech wariantach technologicznych:

- wariant 1: koagulacja kontaktowa na filtrze piaskowym + dezynfekcja,
- wariant 2: koagulacja objętościowa (szybkie i wolne mieszanie + filtracja pospieszna na złożu dwuwarstwowym + dezynfekcja,
- wariant 3: koagulacja powierzchniowa w złożu dwuwarstwowym (szybkie mieszanie) + dezynfekcja.

Urządzenia doświadczalne były zasilane w sposób ciągły wodą z rzeki Podgórną, pobieraną w przekroju powyżej budowanego jazu. Pracowały one przy identycznych parametrach i miały taką samą charakterystykę geometryczną jak w wypadku badań laboratoryjnych, z wyjątkiem odmiennych złożów filtracyjnych. Stosowane w wariantach pierwszym i drugim złoża piaskowe ($h=2,0 \text{ m}$, $d_{10}=0,55 \text{ mm}$, $\text{WR}=2,0$) było zasilane wodą (z dodanymi uprzednio chemikaliami) w kierunku od dołu ku górze z prędkością filtracji około $5,0 \text{ m}/\text{h}$. W wariantach 2 i 3 stosowano złoża antracytowo-piaskowe (antracyt: $d_{10}=1,50 \text{ mm}$, $\text{WR}=2,0$, $h=0,3 \text{ m}$; piasek: $d_{10}=0,75 \text{ mm}$, $\text{WR}=1,7$, $h=1,2 \text{ m}$). Obciążenia hydrauliczne filtrów dwuwarstwowych w obydwu wariantach wynosiły odpowiednio $5,12 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ i $5,24 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, przy przepływie z góry ku dołowi.

Badania polowe trwały trzy doby. Wielkość dawek siarczanu glinu i wapna w procesach koagulacji kontaktowej i powierzchniowej ustalono na podstawie testów naczyniowych, wykonanych w terenie. Podobnie określono też niezbędne zapotrzebowanie wody na chlor do dezynfekcji. Procesy kontrolowano na podstawie skróconej analizy prób wody uzdatnionej, natomiast pełną efektywność badano na podstawie zlewanych próbek z pełnego cyklu pracy (1 d). Po zakończeniu

każdej serii badawczej filtr płukano wodą uzdatnioną, a zebrane popłuczyny poddano analizie ilościowej i wagowej w celu ustalenia ilości zatrzymanych zawiesin. W trakcie prowadzonych badań notowano również stan pogody, temperatury powietrza i wody oraz mierzono zawartość tlenu w wodzie surowej.

Średniodobowe próbki wody uzdatnionej analizowano w laboratorium terenowym oznaczając mętność, barwę, zapach, pH, tlen rozpuszczony, BZT₅, ChZT, utlenialność, przewodnictwo właściwe, twardość, zasadowość, kwasowość, chlorki, azot amonowy, azot azotynowy, azot azotanowy, fosforany, glin i suchą pozostałość. Pozostałe wskaźniki w próbkach odpowiadnio utrwalonych, tj. ogólny węgiel organiczny, siarczany, azot ogólny Kjeldahla, fosfor ogólny, detergenty, fenole, kwasy humusowe, żelazo ogólne, metale ciężkie, wapń, magnez, sód, potas i zawiesiny, oznaczono w laboratorium IOŚ we Wrocławiu. Przeprowadzono również końcową dezynfekcję wody chlorem.

Dawki koagulantów do badań polowych ustalono na miejscu na podstawie prób naczyniowych. W ich wyniku przyjęto dawki siarczanu glinu $2,4 \text{ gAl}/\text{m}^3$ oraz wapna $10,5 \text{ gCaO}/\text{m}^3$. Badania terenowe wykonano w czasie deszczowej pogody, gdzie temperatura powietrza w ciągu dnia wahała się od 13°C do 14°C , a temperatura wody wynosiła $10,5+11,0^\circ\text{C}$. Ilość tlenu rozpuszczonego była w zakresie $9,5+9,7 \text{ gO}_2/\text{m}^3$.

Skład wody surowej był podobny jak w okresie kwiecień–lipiec 1998 r., z wyjątkiem mętności podwyższonej do $5+10 \text{ g}/\text{m}^3$, nieco wyższej utlenialności ($3,0+3,4 \text{ gO}_2/\text{m}^3$; średnia z okresu IV–VII wynosiła $2,68 \text{ gO}_2/\text{m}^3$), azotu ogólnego Kjeldahla ($0,61+0,74 \text{ gN}/\text{m}^3$; średnia $0,52 \text{ gN}/\text{m}^3$), azotu amonowego (ok. $0,04 \text{ gN}/\text{m}^3$) i kwasów humusowych ($1,02+1,36 \text{ g}/\text{m}^3$).

Wody uzdatnione charakteryzowały się bardzo niską mętnością ($1 \text{ g}/\text{m}^3$) i barwą ($3+5 \text{ gPt}/\text{m}^3$) oraz słabym zapachem roślinnym. Nie zawierały zawiesin, a sucha pozostałość wahała się w granicach $152+172 \text{ g}/\text{m}^3$. Odczyn wód był w zakresie $\text{pH}=6,71+6,85$. Utlenialność filtratu była bardzo niska, niezależnie od wariantu technologicznego ($1,7+1,8 \text{ gO}_2/\text{m}^3$). Zawartość chlorków nie zmieniła się w stosunku do wody surowej ($10 \text{ gCl}/\text{m}^3$), w przeciwieństwie do siarczanów, których stężenia nieznacznie wzrosły ($25,1+25,5 \text{ mgSO}_4^{2-}/\text{m}^3$) w wyniku stosowania siarczanu glinu. Wody uzdatnione we wszystkich wariantach pozbawione były azotu amonowego, azotynowego oraz fosforanów i detergentów. Ze związków biogenych pozostały śladowe ilości fosforu ogólnego ($0,01+0,02 \text{ gP}/\text{m}^3$) i niskie stężenia azotu ogólnego Kjeldahla ($0,51+0,65 \text{ gN}/\text{m}^3$). Niskiej barwie wody odpowiadały nieznaczne stężenia kwasów humusowych ($0,58+0,88 \text{ g}/\text{m}^3$). Woda była też praktycznie wolna od związków żelaza. Stężenia kationów pozostały na poziomie podobnym jak w wodzie surowej z wyjątkiem wapnia, którego niewielki przyrost był spowodowany korektą odczynu wody wapnem przed koagulacją.

Z krzywej chlorowania filtratów z układów uzdatniania wody wg wariantów 1–3 wynika, że niezbędna dawka chloru (w postaci NaOCl) wynosiła około $1 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$. Stosowanie tej dawki chloru we wszystkich wariantach technologicznych uzdatniania wody zapewniły jej dezynfekcję, podczas gdy dawki niższe ($0,7 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$) nie zawsze były skuteczne.

W wyniku badań polowych stwierdzono, że przy zbliżonych parametrach technologicznych we wszystkich wariantach uzdatniania uzyskano podobny skład wody czystej. Najbardziej efektywny okazał się wariant 2, tzn. koagulacja powierzchniowa, z zastosowaniem szybkiego i wolnego mieszania oraz filtracji. Różnice były jednak nieznaczne (tab.5).

Tabela 5. Charakterystyka wód uzdatnionych z zastosowaniem procesów koagulacji kontaktowej (wariant 1), objętościowej (wariant 2) oraz powierzchniowej (wariant 3) w badaniach terenowych

Parametr, jednostka	Wariant 1	Wariant 2	Wariant 3
Mętność, g/m ³	1	1	1
Barwa, gPt/m ³	5	3	5
pH, -	6,85	6,71	6,83
Utlenialność, gO ₂ /m ³	1,8	1,7	1,8
Siarczany, gSO ₄ ²⁻ /m ³	25,1	25,1	25,5
Przewodnictwo wł., μS/cm	89	91	93
Twardość ogólna, val/m ³	0,5	0,78	0,93
Zasadowość ogólna, val/m ³	0,4	0,25	0,30
Azot Kjeldahla, gN/m ³	0,63	0,65	0,51
Azot amonowy, gN/m ³	0,0	0,0	0,0
Azot azotanowy, gN/m ³	0,55	0,56	0,50
Fosfor ogólny, gP/m ³	0,01	0,01	0,015
Kwasy humusowe, g/m ³	0,88	0,85	0,58

Wnioski

◆ Analiza technologiczna trzech wariantów oczyszczania wody nie wykazała istotnych różnic w jakości wody uzdatnionej. Najprostszymi technicznie wariantami były wariant 1 z filtracją kontaktową oraz wariant 3 z koagulacją powierzchniową poprzedzoną szybkimieszaniem. We wszystkich wariantach woda uzdatniona miała pH < 7,0, które powinno być podwyższone do pH ≈ 8,0. Do tego celu proponuje się zastosowanie wapna (5+10 gCa/m³). Należy również zastosować podwyższenie zasadowości wody przez wprowadzenie dolomitu, wapna lub wapienka rozpuszczonego dwutlenkiem węgla do wodorowęglanu wapnia. Zasadowość powinna być podwyższona do 1,5 val/m³. Wariant 1 z filtracją kontaktową dawał największe ilości zawiesin w popłuczynach z filtru, przy podobnym czasie filtracji i dawkach koagulantu. Również dezynfekcja przy jednakowych dawkach chloru zapewniła najlepszą jakość bakteriologiczną wody. Zaleca się zastosowanie wariantu 1, tj. filtracji kontaktowej z prędkością filtracji 5 m/h.

◆ Zastosowanie do dezynfekcji chloru jest uzasadnione zarówno skutecznością działania, jak i brakiem prekursorów trihalometanów w wodzie, dzięki czemu nie ma zagrożenia powstania ubocznych produktów chlorowania. Analiza zapotrzebowania wody na chlor wykazała, że przy wszystkich wariantach koagulacji i filtracji dochodziło ono do 0,8 gCl₂/m³, przy czym chlor dodany w wyższych ilościach pozostawał jako wolny. Przy pokryciu zapotrzebowania na chlor w ilości 0,8 gCl₂/m³ pozostawało w wodzie < 0,2 gCl₂/m³. Zatem dawki chloru mogą wynosić około 1,0 gCl₂/m³.

◆ Zaleca się zastosowanie korekty zasadowości wody do uzyskania 1,5 val/m³, gdyż odpowiednia zasadowość wody jest niezbędna ze względu na ochronę sieci wodociągowej przed korozją, jak i z uwagi na zdrowie konsumentów. Łącznie

należałoby uzupełnić twardość wody o 0,8+0,9 val/m³, przez rozpuszczanie wapna, dolomitu prażonego lub surowego, bądź wapienka, dwutlenkiem węgla.

◆ W II etapie można będzie rozważać zastosowanie sorpcji na węglu aktywnym. Obecny skład wody oraz efekty jej uzdatniania w procesach koagulacji, filtracji i dezynfekcji nie wskazują na celowość wprowadzania do układu technologicznego samej sorpcji lub sorpcji poprzedzonej ozonowaniem. W przyszłości, w miarę kumulacji fosforu, można ewentualnie oczekiwać pogorszenia składu wody już w pierwszym okresie eksploatacji zbiornika „Sosnówka”, ze względu na zmianę jego charakteru z oligotroficznego na mezotroficzny. W wypadku niedostatecznej jego ochrony i pogorszenia stanu troficzności, sorpcja może okazać się zasadna.

LITERATURA

1. M. GREC i in.: Badania jakościowe i technologiczne oraz prognoza jakości wody z planowanego zbiornika „Sosnówka”, zasilanego rzekami Czerwonka i Czarny Potok dla potrzeb zaopatrzenia w wodę Jeleniogórskiego Zespołu Miejskiego. Raport końcowy. Instytut Ochrony Środowiska, Wrocław 1986.
2. P. KRENKEL, W. W. ECKENFELDER et al.: Stream Analysis and Thermal Pollution. Vol. II. The University of Texas at Austin, Austin 1967.
3. A. L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Oczyszczanie wody. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa-Wrocław 1996.
4. Rozporządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z 4 maja 1990 r. Dz. U. nr 35, 1990, poz. 205.
5. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 5 listopada 1991 r. Dz. U. nr 116, 1991, poz. 503.
6. Woda i ścieki. Badania podatności na koagulację. Norma PN-79/C-04619.03.
7. Drinking Water and Health. National Academy of Sciences, Washington D.C. 1997.
8. F. DIMITROVICI: Trinkwasseraufbereitungsanlage Luisenthal. Das Gas- und Wasserfach, 1995, 14, S. 80.
9. P. REBOHLE: Wasserversorgung aus Talsperrenwasserwerke in Südsachsen. Das Gas- und Wasserfach, 1995, 14, S. 75.
10. J. PRZEWŁOCKI, A. L. KOWAL, C. ŁOJEWSKA: Weryfikacyjne badania technologiczne założeń procesowych przyjętych przez BPBK we Wrocławiu w koncepcji projektowej Zakładu Uzdatniania Wody „Sosnówka” dla potrzeb zaopatrzenia w wodę Jeleniogórskiego Zespołu Miejskiego. Etap I. Instytut Ochrony Środowiska, Wrocław 1998 (maszynopis).
11. J. PRZEWŁOCKI, M. GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK, C. ŁOJEWSKA: Weryfikacyjne badania technologiczne założeń procesowych przyjętych przez BPBK we Wrocławiu w koncepcji projektowej ZUW „Sosnówka” dla potrzeb zaopatrzenia w wodę JZM. Etap II. Instytut Ochrony Środowiska, Wrocław 1998 (maszynopis).

Treatment of Impoundment Lake Water for the Municipal Supply System of Jelenia Góra

Laboratory- and pilot-scale investigations were carried out on water samples from an impoundment lake (under construction) and from three creeks feeding the lake. Making use of the results obtained, and taking into account the predicted composition of the impoundment lake water (which is likely to be of a mesotrophic character), the treatment train was established.

It includes contact filtration and chlorine disinfection. Because of very low alkalinity, the water needs alkalization prior to the filtration process. Other treatment trains were also considered, but they were all found to be far less effective. Chlorine disinfection is advocated because of low organic matter concentration.