

Marcin Kłos, Jolanta Gumińska

## Zastosowanie sterowania dawką koagulantu w czasie rzeczywistym w celu zwiększenia skuteczności procesu koagulacji

Algorytmy przewidywania dawki koagulantu w typowych rozwiązaniach technologicznych opierają się na określeniu zależności pomiędzy wymaganą dawką reagenta a wartościami wskaźników jakości wody poddawanej procesowi koagulacji. Jako podstawowy wskaźnik najczęściej wykorzystywany jest w tym celu pomiar mętności. W oparciu o ten wskaźnik określone są proste zależności liniowe lub quasi-liniowe, pozwalające na sterowanie dawką koagulantu. Taki sposób prognozowania dawki sprawdza się jedynie w przypadku, gdy koagulacji poddaje się wodę o małej zawartości związków organicznych lub w przypadku której występuje silna korelacja między zanieczyszczeniami organicznymi a mętnością. W takim przypadku zwiększenie mętności pociąga za sobą konieczność zwiększenia dawki koagulantu, co pozwala także na usunięcie zanieczyszczeń organicznych. System taki nie pozwala natomiast zoptymalizować dawki koagulantu z uwagi na usuwanie związków organicznych oraz utrzymanie możliwie najmniejszej ilości koagulantu pozostałego (reszkowego) w wodzie po koagulacji. Problem glinu (lub żelaza) reszkowego nabiera obecnie szczególnego znaczenia z uwagi na upowszechnienie się koagulantów wstępnie zhydrolizowanych. Reagenty te traktowane były do niedawna jako koagulanty, których nie można przedawkować, co było związane z formą występowania glinu. W przypadku typowych koagulantów hydrolizujących, takich jak siarczany glinu, ich przedawkowanie można łatwo zidentyfikować, gdyż objawia się ono zwiększeniem mętności wody (z uwagi na pojawianie się tzw. koloidów odwrotnych) oraz zwiększoną zawartością jonów glinu (lub żelaza), które można w prosty sposób oznaczyć metodą spektrofotometryczną. W przypadku koagulantów wstępnie zhydrolizowanych, w których glin występuje w formach polimerowych, przedawkowanie koagulantu objawia się zwiększeniem liczby cząstek o małych rozmiarach ( $2 \div 10 \mu\text{m}$ ), które mają bardzo negatywny wpływ na następne procesy jednostkowe. Cząstki te, z uwagi na ich rozmiary oraz właściwości powierzchniowe (nie są elektrycznie obojętne), nie ulegają agregacji i separacji w osadniku, lecz przedostają się na filtry pospieszne, powodując ich przeciążenie, co pogarsza zarówno ekonomię działania tych urządzeń, jak i może zmniejszyć ich skuteczność technologiczną. Niestety, z uwagi na problemy analityczne związane z oznaczaniem glinu w formie polimerowej oraz małą skuteczność oznaczania cząstek z tego

zakresu wielkości za pomocą typowych mętnościomierzy, w trakcie rutynowych analiz bardzo trudno jest zidentyfikować pojawiające się problemy i ich przyczyny [1–6].

W technologii oczyszczania wody można wyróżnić dwa podstawowe rodzaje systemów służących do prognozowania dawki koagulantu oraz sterowania tym procesem. Pierwszy jest oparty na analizie danych dotyczących jakości wody, natomiast drugi – oprócz zmian jakości ujmowanej wody – uwzględnia także skuteczność procesu. Ocena, który z nich jest lepszy jest niezwykle trudna. Niemniej analizując ich zalety i wady można zauważyć, że pierwszy z nich jest bardziej odporny na zaburzenia wynikające z samego przebiegu procesu koagulacji. Uwzględniając w prognozowaniu dawki koagulantu jedynie jakość ujmowanej wody, minimalizuje się niebezpieczeństwo popełnienia błędu, gdy zaburzenia w przebiegu procesu (spowodowane np. wadliwym działaniem mieszadeł, problemami z rozdziałem wody na poszczególne urządzenia, lokalnymi wzrostami gradientu mieszania, skutkujące rozbijaniem agregatów pokoagulacyjnych) zostaną potraktowane jako skutki niewłaściwie dobranej dawki koagulantu. Natomiast drugie podejście, które uwzględnia skutki dawkowania koagulantu, pozwala nie tylko na ewentualną identyfikację problemów występujących na etapie realizacji procesu, ale przede wszystkim umożliwia ocenę koagulacji w aspekcie jej dominującego mechanizmu. Jest to szczególnie ważne wówczas, gdy woda zawiera dużo substancji organicznych, w przypadku których jedynie tzw. koagulacja wymiatająca pozwala na uzyskanie wymaganej skuteczności ich usuwania (w szczególności prekursorów ubocznych produktów dezynfekcji) oraz zapewnienia stabilności biologicznej wody [7–14]. Dlatego wydaje się, że właśnie to drugie podejście ma szansę na rozwój w przyszłości.

W niniejszym artykule przedstawiono wyniki badań nad stworzeniem algorytmów prognozowania dawki koagulantu oraz oceny skuteczności procesu koagulacji w oparciu o pomiar jakości wody w układzie technologicznym w czasie rzeczywistym.

### Cel i metodyka badań

Celem przeprowadzonych badań było rozszerzenie zdolności układu sterowania dawką koagulantu z zastosowaniem analizatora prądu strumieniowego. Istniejące rozwiązania układów sterowania na bazie tych urządzeń są skonstruowane i zoptymalizowane jedynie pod kątem utrzymania określonej dawki koagulantu lub flokulantu, a nie uzyskania optymalnej skuteczności usuwania określonej

grupy zanieczyszczeń [7, 10, 14–16]. W celu poprawy wydajności technologicznej układu sterowania podjęto badania nad rozbudową analizatora prądu strumieniowego o elementy pozwalające na kontrolę skuteczności oczyszczania wody w czasie rzeczywistym. Badania przeprowadzono w zakładzie wodociagowym ujmującym wodę górską. Układ oczyszczania wody składał się z koagulacji objętościowej prowadzonej za pomocą wstępnie zhydroлизованego koagulantu glinowego w osadnikach pionowych z zespoloną (wirową) komorą flokulacji, poprzedzonych mieszaczem hydraulicznym. Woda z osadników pokoagulacyjnych przepływała grawitacyjnie na filtry pospieszne ze złożem antracytowo-piaskowym. Po procesie filtracji woda była dezynfekowana promieniami nadfioletowymi i podchlorynem sodu, po czym dodatkowo stabilizowana polifosforanami i następnie kierowana do sieci wodociagowej. Zakres badań podzielono na trzy etapy:

- badania analityczne jakości ujmowanej wody oraz wody po poszczególnych procesach jednostkowych,
- analiza uzyskanych wyników w celu określenia niezbędnego zakresu pomiarowego układu sterowania dawką koagulantu,
- określenie algorytmów sterowania dawką koagulantu w oparciu o wybrane wskaźniki jakości wody.

Celem dwóch pierwszych etapów badań było wytypowanie zakresu pomiarów, które spełniałyby dwa warunki – pozwalałyby na uzyskanie pełnej i wiarygodnej informacji o przebiegu i skuteczności procesu koagulacji i separacji zawieszin pokoagulacyjnych w czasie rzeczywistym, przy małych kosztach eksploatacyjnych oraz braku konieczności stałego nadzoru analitycznego. Warunki te były bardzo istotne, biorąc pod uwagę możliwości ekonomiczne oraz kadrowe średnich i małych zakładów wodociagowych, które kładą duży nacisk na możliwość pełnej automatyzacji procesu nie tylko pod względem jego opomiarowania, lecz także sterowania procesami technologicznymi. Zakres badań analitycznych, uwzględniający powyższe warunki, obejmował następujące wskaźniki jakości wody:

- ogólna liczba cząstek (LC),
- mętność (M),
- absorbancja w nadfiolecie ( $\lambda=254$  nm) (AUV),
- ogólny węgiel organiczny (OWO),
- rozpuszczony węgiel organiczny (RWO).

Oznaczenia wykonano w wodzie podawanej do układu oczyszczania, po osadnikach pionowych, po wybranych filtrach pospiesznych oraz w wodzie oczyszczonej. Badania prowadzono przez 5 miesięcy, od czerwca do października 2010 r. W oparciu o uzyskane wyniki stworzono bazę danych, która została wykorzystana do określenia zależności pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami jakości wody i parametrami technologicznymi procesu koagulacji. Przygotowana baza danych zawierała 450 rekordów pogrupowanych wg miejsca poboru próbek wody. Poszczególne rekordy nie były pełne – pełną informację o jakości wody w ciągu technologicznym określono jedynie w przypadku 150 rekordów. W pozostałych próbkach wody oznaczono mętność oraz zawartość związków organicznych metodą pomiaru absorbancji w nadfiolecie.

Liczbę cząstek określono stosując analizator IPS LCW (Kamika Instruments). Mętność wody oznaczono metodą nefelometryczną za pomocą mętnościomierza 2100Qis (Hach). Oznaczenia absorbancji w nadfiolecie wykonano przy użyciu spektrofotometru DR5000 (Hach). Zawartość ogólnego i rozpuszczonego węgla organicznego oznaczono stosując analizator TN/TN Multi N-C (Analytik Jena).

## Interpretacja wyników badań

### Analiza zależności między wskaźnikami jakości wody

Do określenia zależności między poszczególnymi wskaźnikami i parametrami technologicznymi przeprowadzono analizę statystyczną bazy danych. W celu określenia tego typu zależności powszechnie stosuje się wieloczynnikową analizę wariancji (MANOVA). W przypadku analizowanej bazy danych, z uwagi na brak spełnionych założeń możliwości zastosowania tej metody (brak spełnionego warunku rozkładu normalnego zbioru danych oraz ograniczoną liczbę próbek), zastosowano testy nieparametryczne. W tabelach 1 i 2 przedstawiono wyniki obliczeń współczynnika korelacji porządku rang Spearmana w przypadku dwóch punktów pomiarowych – na wejściu do układu oczyszczania oraz przed filtrami pospieszными (po osadnikach).

Tabela 1. Współczynniki korelacji porządku rang Spearmana w przypadku wody z ujęcia

Table 1. Coefficients of Spearman rank order correlation for raw water samples

Parametr wskaźnik	$D_{Al}$	LC	AUV	M	OWO
$D_{Al}$	1,00	0,57	0,83*	0,78*	0,85*
LC	0,57	1,00	0,55	0,52	0,37
AUV	0,83*	0,55	1,00	0,89*	0,87*
M	0,78*	0,52	0,89*	1,00	0,53
OWO	0,85*	0,37	0,87*	0,53	1,00

\*korelacja istotna z  $p < 0,05000$

Tabela 2. Współczynniki korelacji porządku rang Spearmana w przypadku wody po koagulacji

Table 2. Coefficients of Spearman rank order correlation for water samples after coagulation

Parametr wskaźnik	$D_{Al}$	LC	AUV	M	OWO
$D_{Al}$	1,00	0,15	-0,02	0,66*	0,78*
LC	0,15	1,00	0,24	0,65*	0,88*
AUV	-0,02	0,24	1,00	0,44*	0,82*
M	0,66*	0,65*	0,44*	1,00	0,55
OWO	0,78*	0,88*	0,82*	0,55	1,00

\*korelacja istotna z  $p < 0,05000$

Analiza danych (tab. 1 i 2) wykazała kilka istotnych zależności między poszczególnymi wskaźnikami jakości wody, które mają znaczący wpływ na wybór wymaganego zakresu pomiarowego oraz końcową strukturę algorytmu sterowania dawką koagulantu. Z punktu widzenia sterowania dawką koagulantu najważniejsze są dwa elementy – zmiana ilości zanieczyszczeń organicznych podczas koagulacji oraz ilość i charakter zawieszin pokoagulacyjnych opuszczających układ separacji.

Wiele pozycji literaturowych pokazuje, że pomiar absorbancji w nadfiolecie przy długości fali 254 nm jest skutecznym sposobem oznaczania zawartości rozpuszczonych związków organicznych o małej i średniej masie cząsteczkowej w czasie rzeczywistym i może być wykorzystany do sterowania procesem oczyszczania wody [17, 18]. W przypadku substancji humusowych, które stanowią podstawowe zanieczyszczenie wody ujmowanej przez analizowany zakład

wodociągowy, korelacja OWO oraz AUV była bardzo wysoka. Wg danych literaturowych typowe współczynniki determinacji między tymi wskaźnikami wynoszą powyżej 0,9. Wyniki przeprowadzonych badań wykazały, że wraz z kierunkiem przepływu wody w ciągu technologicznym korelacje między badanymi wskaźnikami malały. W przypadku wody surowej (tab. 1) współczynnik korelacji pomiędzy OWO a AUV wynosił 0,87, po procesie koagulacji i sedymentacji zmniejszył się do 0,82, a po procesie filtracji wynosił już tylko 0,66. Związane to było ze zmianami udziału poszczególnych rodzajów związków organicznych obecnych w wodzie przed i po procesie koagulacji. Substancje humusowe są bardzo złożoną grupą związków o różnej podatności na usuwanie z wody w trakcie koagulacji oraz odmiennej strukturze chemicznej, co bardzo istotnie wpływa na pochłanianie promieni nadfioletowych, a więc i wartość absorbancji w nadfiolecie. Świadczyła o tym m.in. zmiana wartości absorbancji właściwej w nadfiolecie (SUVA) oraz ogólnej absorbancji właściwej w nadfiolecie (TSUVA). W przypadku wody surowej mediana wartości TSUVA wynosiła ok.  $5,0 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$ , po procesie koagulacji zmniejszyła się do  $2,8 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$ , a po filtracji pospiesznej wynosiła  $1,5 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$ . Oznacza to, że projektując strukturę algorytmu należy uwzględnić zmiany jakości zanieczyszczeń organicznych i dostosować wartości współczynników do specyfiki poszczególnych procesów jednostkowych i miejsca wykonywania pomiaru.

Drugim elementem, który należy uwzględnić w ocenie skuteczności usuwania związków organicznych z wody jest obecność zawiesin. Cząstki zawieszone wpływają na pomiar spektrofotometryczny, a z uwagi na różny charakter zawiesin (mineralne lub organiczne) wprowadzają zaburzenia w korelacji między tymi wskaźnikami. W warunkach eksploatacyjnych sączenie próbek jest nieefektywne, a ponadto biorąc pod uwagę wpływ mętności na przebieg koagulacji, należy ten sposób wykluczyć. Pozostaje zastosowanie programowej kompensacji mętności. Do oceny możliwości kompensacji wpływu obecności zawiesiny na pomiar zawartości związków organicznych zbudowano modele liniowe i nieliniowe z wykorzystaniem metod regresyjnych (regresja wieloraka) oraz sztucznych sieci neuronowych w celu predykcji wartości OWO w oparciu o pomiar absorbancji w nadfiolecie, liczby cząstek oraz mętności wody. Obliczenia przeprowadzono przy użyciu programu Statistica 9.1 z pakietem Automatyczne Sieci Neuronowe oraz Zaawansowane Modele Liniowe i Nieliniowe. Ocena jakości uzyskanych modeli potwierdziła ograniczoną przydatność absorbancji w nadfiolecie do szacowania zawartości OWO w przypadku wody zawierającej zawiesiny. Wyniki modelowania pokazały, że dobór zmiennych modelu, przy których uzyskano najlepsze wyniki prognozowania uzależniony był od miejsca poboru próbki wody w układzie technologicznym. W tabeli 3 przedstawiono

wyniki oceny modeli do prognozowania zawartości OWO przy wykorzystaniu trzech konfiguracji zmiennych niezależnych (AUV, LC, M) w przypadku wody surowej oraz po koagulacji i sedymentacji. W tabeli tej zaprezentowano modele dające najmniejszy błąd estymacji w przypadku poszczególnych zmiennych.

Najlepsze wyniki prognozowania zawartości OWO w ujmowanej wodzie uzyskano wykorzystując jako dane wejściowe modelu absorbancję w nadfiolecie oraz liczbę cząstek, jako element kompensacji wpływu zawiesin na oznaczanie OWO (tab. 3). W przypadku braku pomiaru liczby cząstek do kompensacji wpływu związków organicznych w formie strąconej można wykorzystać pomiar mętności. Jednak dokładność szacowania, mierzona jako standardowy błąd estymacji, maleje. Uzyskane wyniki pokazały również, że wpływ zawiesin w wodzie po koagulacji i sedymentacji na możliwość prognozowania zawartości OWO w oparciu o pomiar absorbancji w nadfiolecie był analogiczny jak w przypadku wody surowej. Najmniejszy błąd estymacji osiągnięto w przypadku wykorzystania pomiaru absorbancji w nadfiolecie z uwzględnieniem ogólnej liczby cząstek. Potwierdza to konieczność stosowania pomiaru liczby cząstek, jako elementu systemu pomiarowego. Uzyskane zależności charakteryzują się znacznie mniejszym poziomem błędów niż w przypadku wody z ujęcia. Oznacza to, że na etapie koagulacji usunięte zostały zawiesiny i drobne cząstki o charakterze mineralnym, a obecne w wodzie zawiesiny miały charakter agregatów pokoagulacyjnych z zasorbowanymi na nich zanieczyszczeniami organicznymi. Także po procesie filtracji, pomimo zastosowania tak skutecznego procesu usuwania zawiesin jak filtracja pospieszna, obecne w wodzie cząstki miały silny wpływ na szacowanie ilości związków organicznych na drodze pomiaru absorbancji w nadfiolecie. Jednak w odróżnieniu od wody z ujęcia oraz wody po separacji zawiesin, znaczącym wskaźnikiem stosowanym jako zmienna towarzysząca absorbancji była mętność, a nie liczba cząstek. Mogło to być spowodowane tym, że zmienił się rozkład wielkości cząstek w wodzie na poszczególnych etapach oczyszczania. Średni wymiar cząstek w wodzie po filtracji kształtował się w zakresie  $1,8 \div 2,0 \mu\text{m}$ , natomiast w wodzie z ujęcia wynosił on od  $2 \mu\text{m}$  do nawet  $20 \mu\text{m}$ , a po osadniku od  $1,8 \mu\text{m}$  do ok.  $5 \mu\text{m}$ . Biorąc pod uwagę fakt, że mętnościomierze (z uwagi na konstrukcję) są szczególnie selektywne w zakresie bardzo małych cząstek (z reguły poniżej progu oznaczalności licznika) oraz to, że większe cząstki usuwane są w trakcie filtracji, to właśnie pomiar mętności daje najlepszy obraz pracy filtrów w zakresie usuwania cząstek odpowiedzialnych za zanieczyszczenia organiczne. Stosowanie licznika cząstek po filtrach pospiesznych może natomiast znaleźć zastosowanie w zakresie kontroli i zabezpieczenia złoza filtracyjnego przed przebicciem oraz do określenia procedur rozruchu filtrów po płukaniu złoza.

Tabela 3. Parametry modeli regresyjnych do prognozowania zawartości OWO

Table 3. Parameters of regression models for TOC prediction

Woda	Formuła modelu regresji	Parametr estymacji
Z ujęcia	$[\text{OWO}] = a + b_1[\text{AUV}]$	$R = 0,77$ , $R^2 = 0,60$ , skoryg. $R^2 = 0,57$ , błąd std. estymacji 0,56
Z ujęcia	$[\text{OWO}] = a + b_1[\text{AUV}]^{0,5} + b_2[\text{M}]^{0,5}$	$R = 0,93$ , $R^2 = 0,87$ , skoryg. $R^2 = 0,84$ , błąd std. estymacji 0,34
Z ujęcia	$[\text{OWO}] = a + b_1[\text{AUV}]^{0,5} + b_3[\text{LC}]^{-1}$	$R = 0,91$ , $R^2 = 0,83$ , skoryg. $R^2 = 0,77$ , błąd std. estymacji 0,25
Po koagulacji i sedymentacji	$[\text{OWO}] = a + b_1[\text{AUV}]$	$R = 0,92$ , $R^2 = 0,84$ , skoryg. $R^2 = 0,83$ , błąd std. estymacji 0,26
Po koagulacji i sedymentacji	$[\text{OWO}] = a + b_1[\text{AUV}] + b_2[\text{M}]$	$R = 0,93$ , $R^2 = 0,87$ , skoryg. $R^2 = 0,84$ , błąd std. estymacji 0,25
Po koagulacji i sedymentacji	$[\text{OWO}] = a + b_1[\text{AUV}]^{0,5} + b_3[\text{LC}]^{-1}$	$R = 0,96$ , $R^2 = 0,91$ , skoryg. $R^2 = 0,88$ , błąd std. estymacji 0,22

Podobne wyniki, jak w metodzie regresji wielorakiej, uzyskano przy zastosowaniu sztucznych sieci neuronowych. Rezultaty prognozowania zawartości OWO w wodzie w oparciu o wskaźniki jakościowe mierzone on-line wykazały, że zastosowanie pomiaru liczby cząstek w miejsce mętności pozwoliło na dokładniejsze oszacowanie zmian zawartości zanieczyszczeń organicznych mierzonych jako OWO. Biorąc pod uwagę cel badań, jakim było określenie zakresu pomiarowego pozwalającego na kontrolę skuteczności usuwania zanieczyszczeń organicznych, wyniki badań wykazały, że znacznie skuteczniejsze było zastosowanie licznika cząstek w miejsce pomiaru mętności. Dodatkowo pozwolił on na ocenę jakościową, a nie tylko ilościową, zawiesin kierowanych na filtry pospieszne, co w dużej mierze decydowało o pracy układu filtracji. Oznaczało to, że zakres pomiarowy układu sterowania dawką koagulantu powinien obejmować pomiary absorbancji w nadfiolecie oraz liczby cząstek w czasie rzeczywistym.

### Analiza zależności między dawką koagulantu i wskaźnikami jakości wody – modele estymacji dawki koagulantu

Konstrukcja algorytmu sterowania dawką koagulantu uzależniona jest od założeń systemu. W opracowanym systemie założono wstępnie dwa możliwe scenariusze:

- scenariusz I, wg którego zadana w systemie początkowa dawka koagulantu, obliczona na podstawie wartości wybranych wskaźników jakości wody, będzie korygowana zgodnie ze wskazaniem analizatora prądu strumieniowego,
- scenariusz II, wg którego zadana dawka koagulantu zostanie określona na podstawie wskazań analizatora prądu strumieniowego, a korekta dawki zostanie przeprowadzona na podstawie wyników pomiaru wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych wody.

Na potrzeby obu scenariuszy należało określić zależności między dawką koagulantu a wskaźnikami jakości wody, jako podstawy algorytmu sterowania dawką koagulantu. Zakres obliczeń podzielono na dwie grupy. W pierwszej, mającej za zadanie zbadanie zależności wg scenariusza I, algorytmy oparto na zależnościach linearyzowanej regresji liniowej i nieliniowej bez wyrazu wolnego. Wyniki prognozowania dawki koagulantu w oparciu o te zależności wyznaczyły wartość bazową dawki, która będzie korygowana przez analizator prądu strumieniowego w celu osiągnięcia założonej wartości potencjału elektrokinetycznego. Druga grupa obliczeń zawierała zestawienie zależności pozwalających na pracę układu sterowania w oparciu

o scenariusz II. W tym celu formułę oparto na zależnościach wyliczonych metodą linearyzowanej regresji liniowej i nieliniowej z wyrazem wolnym, który będzie wartością bazową pracy analizatora prądu strumieniowego. W tabeli 4 przedstawiono wyniki najlepszych modeli regresyjnych prognozowania dawki koagulantu w oparciu o wybrane wskaźniki jakości obu rodzajów wody oraz obu scenariuszy pracy układu sterowania. Oprócz podstawowych parametrów estymacji (współczynniki korelacji i determinacji oraz błąd standardowy estymacji) w tabeli zamieszczono także błąd RMSE, będący pierwiastkiem z sumy kwadratów błędów szacowania modelu. Jest on tożsamy z wartością odchylenia standardowego wartości reszt.

Analiza danych z tabeli 4 pokazuje, że najlepsze rezultaty oszacowania dawki koagulantu uzyskano w przypadku wody z ujęcia i zależności uwzględniających pomiary absorbancji w nadfiolecie oraz liczby cząstek. Teoretycznie na podstawie uzyskanych danych dotyczących dokładności modelu oraz błędów predykcji można dokonać wyboru lepszego algorytmu doboru dawki, co pośrednio określa wybór scenariusza pracy układu sterowania dawką koagulantu. Wybór nie był jednak jednoznaczny. Współczynniki korelacji i determinacji danych oszacowanych i wyjściowych wskazały na wybór scenariusza I, jednakże błąd estymacji oraz błąd RMSE pokazały, że większą dokładność można uzyskać opierając się na zależności z wykorzystaniem wyrazu wolnego (a). Szczegółowa analiza danych wykazała, że błąd standardowy w przypadku tego elementu był niezwykle wysoki, a wyniki testu Studenta i wynikająca z niego wartość prawdopodobieństwa była na pograniczu wartości akceptowanej ( $p=0,05$ ). Oznaczało to, że nie można jednoznacznie stwierdzić, który ze scenariuszy pracy układu będzie lepszy.

Problem z określeniem zależności do oszacowania dawki koagulantu na podstawie wybranych wskaźników jakości wody wynika w dużej części z metodyki badań narzuconej przez warunki techniczne. Większość z analizowanych danych, zwłaszcza pomiar wybranych wskaźników jakości wody oraz oszacowana w ten sposób dawka koagulantu były zmiennymi o rozkładzie ciągłym, natomiast przyjęta metodyka doboru dawki koagulantu, oparta na wynikach testów naczyniowych, powodowała, że dawka koagulantu, stosowana do oceny stopnia dopasowania modelu, charakteryzowała się rozkładem dyskretnym. W efekcie obliczone błędy standardowe estymacji oraz RMSE nie były wystarczające do oceny metody prognozy i końcowego wyboru należy dokonać na drodze doświadczalnej.

Tabela 4. Parametry modeli regresyjnych do prognozowania dawki koagulantu  
Table 4. Parameters of regression models for coagulant dose prediction

Woda	Formuła modelu regresji	Parametr estymacji	RMSE
Z ujęcia	$D_{AI}=b_1[AUV]$	$R=0,98$ , $R^2=0,97$ , skoryg. $R^2=0,96$ , błąd std. estymacji 6,50	6,16
Z ujęcia	$D_{AI}=b_1[AUV]+b_2[M]$	$R=0,996$ , $R^2=0,993$ , skoryg. $R^2=0,992$ , błąd std. estymacji 3,12	3,81
Z ujęcia	$D_{AI}=b_1[AUV]+b_3[LC]$	$R=0,996$ , $R^2=0,992$ , skoryg. $R^2=0,991$ , błąd std. estymacji 3,29	3,12
Z ujęcia	$D_{AI}=a+b_1[AUV]$	$R=0,82$ , $R^2=0,67$ , skoryg. $R^2=0,66$ , błąd std. estymacji 3,76	3,69
Z ujęcia	$D_{AI}=a+b_1[AUV]+b_2[M]$	$R=0,82$ , $R^2=0,68$ , skoryg. $R^2=0,65$ , błąd std. estymacji 3,78	3,64
Z ujęcia	$D_{AI}=a+b_1[AUV]+b_3[LC]$	$R=0,949$ , $R^2=0,90$ , skoryg. $R^2=0,86$ , błąd std. estymacji 2,65	2,22
Po koagulacji i sedymentacji	$D_{AI}=b_1[AUV]$	$R=0,93$ , $R^2=0,87$ , skoryg. $R^2=0,85$ , błąd std. estymacji 13,18	10,16
Po koagulacji i sedymentacji	$D_{AI}=b_1[AUV]+b_2[M]$	$R=0,93$ , $R^2=0,87$ , skoryg. $R^2=0,84$ , błąd std. estymacji 13,88	10,20
Po koagulacji i sedymentacji	$D_{AI}=b_1[AUV]+b_3[LC]$	$R=0,98$ , $R^2=0,97$ , skoryg. $R^2=0,96$ , błąd std. estymacji 6,64	6,30
Po koagulacji i sedymentacji	$D_{AI}=a+b_1[AUV]$	$R=0,22$ , $R^2=0,05$ , skoryg. $R^2=0,013$ , błąd std. estymacji 6,37	6,26
Po koagulacji i sedymentacji	$D_{AI}=a+b_1[AUV]+b_2[M]$	$R=0,77$ , $R^2=0,59$ , skoryg. $R^2=0,56$ , błąd std. estymacji 4,23	4,08

## Wykorzystanie sieci neuronowych do prognozowania dawki koagulantu

W celu określenia możliwości zwiększenia dokładności prognozowania wartości podstawowych wskaźników jakości wody, opisujących zanieczyszczenie wody (OWO) na podstawie pomiarów absorbancji w nadfiolecie on-line dokonano szeregu obliczeń przy wykorzystaniu sztucznych sieci neuronowych. Na wstępnym etapie obliczeń wytypowano rodzaj sieci, która daje najlepsze wyniki prognozowania. Najlepsze wyniki uzyskano przy zastosowaniu sieci typu MLP – sieci wielowarstwowej z wsteczną propagacją błędów (sprzężeniem zwrotnym) i taki rodzaj sieci wykorzystano do symulacji. Potwierdza to doniesienia literaturowe o skuteczności tego typu sieci stosowanych w celu określenia korelacji pomiędzy wskaźnikami jakości oczyszczanej wody a parametrami procesu oczyszczania [17, 18]. Uzyskane współczynniki korelacji między wartościami szacowanymi a rzeczywistymi próbek testowych wynosiły  $0,94 \div 0,95$ . Podobnie dobrą korelację uzyskano uwzględniając dwa parametry wejściowe – absorbancję w nadfiolecie oraz mętność wody. Współczynniki korelacji danych testowych wynosiły  $0,96 \div 0,97$  i były znacząco wyższe niż w przypadku metod regresyjnych. Wprowadzenie do modelu opartego na sztucznych sieciach neuronowych pomiaru liczby cząstek, jako zmiennej wejściowej, niestety nie dało spodziewanych rezultatów. Uzyskane wyniki były nieznacznie gorsze, niż w przypadku metod regresyjnych. Wynikać to mogło z ograniczonej liczby danych, które można było wykorzystać do wpracowania sieci.

Podstawowym celem było określenie możliwości oszacowania dawki koagulantu na podstawie wyników analiz jakości wody przed i po procesie koagulacji. W tym celu dokonano szeregu symulacji różnych konfiguracji parametrów wejściowych. Najlepsze wyniki uzyskano stosując sieć wielowarstwową z ilościowymi danymi wejściowymi (AUV, M, LC) i rodzajem wody jako zmienną jakościową. Analiza uzyskanych wyników wykazała, że skuteczność szacowania dawki koagulantu prowadzona za pomocą sieci neuronowych była porównywalna z metodami matematycznymi. Biorąc pod uwagę trudności w stosowaniu sztucznych sieci neuronowych w sterownikach przemysłowych oraz dokładność prognozy porównywalną z metodami klasycznymi wydaje się, że optymalnym rozwiązaniem na obecnym początkowym etapie badań jest zastosowanie do algorytmów obliczeniowych formuł określonych na podstawie metod regresyjnych i stworzonych modeli nieliniowych. Wyniki badań pilotowych pozwolą na poszerzenie bazy danych (zwłaszcza w zakresie liczby cząstek), koniecznej do wypracowania sieci pozwalających na dokładniejsze oszacowanie wymaganej dawki koagulantu.

## Wnioski

◆ Badania wykazały, że możliwa jest rozbudowa systemu sterowania dawką koagulantu opartych na pomiarze prądu strumieniowego o elementy uwzględniające uzyskiwane wyniki w zakresie usuwania związków organicznych oraz ilość zawieszin opuszczających układ klarowania. Podstawą rozbudowy urządzeń opartych na analizatorze prądu strumieniowego jest wprowadzenie możliwości pomiaru w czasie rzeczywistym absorbancji w nadfiolecie przy długości fali 254 nm oraz liczby cząstek lub mętności, w przypadku kiedy zastosowanie liczników cząstek jest niemożliwe z przyczyn ekonomicznych.

◆ Stworzono proste modele regresyjne pozwalające na oszacowanie zmian zawartości OWO na podstawie prowadzonych pomiarów on-line. Pozwoli to na bieżącą, dokonywaną w czasie rzeczywistym, kontrolę skuteczności procesu koagulacji i stałą korektę dawki koagulantu uwzględniającą nie tylko zmianę jakości ujmowanej wody, ale także przebieg procesu koagulacji. Modele służące do prognozowania dawki koagulantu potwierdziły, że czynnikiem kształtującym ten parametr procesu jest jakość ujmowanej wody. Jednak sam pomiar wybranych wskaźników jakości wody nie był wystarczający. Optymalnym rozwiązaniem sposobu pracy docelowego układu kontroli i sterownia dawką koagulantu wydaje się być następujący tok postępowania, który powinien być potwierdzony w czasie testów pilotowych:

- szacowanie tzw. optymalnej dawki koagulantu na podstawie jakości ujmowanej wody w określonych przedziałach czasu wynikających z kinetyki zmian wartości wskaźników jakości wody,
- stabilizacja dawki koagulantu przez analizator prądu strumieniowego,
- analiza skuteczności procesu koagulacji na podstawie założonych kryteriów, oparta na pomiarze określonych wskaźników w czasie rzeczywistym oraz – w przypadku braku spełnienia założeń – wprowadzenie korekty dawki koagulantu.

*Praca została częściowo wykonana w ramach projektu nr WND-POIG.01.04.00-24-068/09 „Model kontroli i sterowania procesem koagulacji wykorzystujący analizator prądu strumieniowego”, realizowanego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka, Działanie 1.4.*

## LITERATURA

1. M. KŁOS, J. GUMIŃSKA: Wykorzystanie pomiaru liczby cząstek do optymalizacji dawki koagulantu w oczyszczaniu wód powierzchniowych. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 3, ss. 25–28.
2. M. KŁOS, J. GUMIŃSKA: Badania nad określeniem stopnia spolimeryzowania wstępnie zhydrolizowanych koagulantów glinowych. *Ochrona Środowiska* 2007, vol. 29, nr 2, ss. 27–31.
3. P. ZHANG, Z. WU, G. ZHANG, G. ZENG, H. ZHANG, J. LI, X. SONG, J. DONG: Coagulation characteristics of poly-aluminum chlorides PAC- $Al_{30}$  on humic acid removal from water. *Separation and Purification Technology* 2008, Vol. 63, No. 3, pp. 642–647.
4. J.-L. LIN, C.-J.M. CHIN, C. HUANG, J.R. PAN, D. WANG: Coagulation behavior of  $Al_{13}$  aggregates. *Water Research* 2008, Vol. 42, No. 16, pp. 4281–4290.
5. J. GUMIŃSKA: Wpływ rozbicia kłaczków pokoagulacyjnych podczas flokulacji na skuteczność usuwania naturalnych substancji organicznych z wody. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 2, ss. 31–34.
6. J. GUMIŃSKA: Zastosowanie pomiaru liczby cząstek do analizy mechanizmu i skuteczności procesu koagulacji zanieczyszczeń wody. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 2, ss. 21–26.
7. F. BERNAZEAU, P. PIERRONE, J.P. DUGUET: Interest in using a streamline current detector for automatic coagulant dose control. *Water Supply* 1992, Vol. 10, No. 4, pp. 87–96.
8. R.F. CRITCHLEY, E.O. SMITH, P. PETTIT: Automatic coagulation control at water-treatment plants in the north-west region of England. *Water and Environment Journal* 1990, Vol. 4, No. 6, pp. 535–543.
9. K.S. DENTEL: Coagulation control in water treatment. *Critical Reviews in Environmental Control* 1991, Vol. 21, pp. 41–135.

10. M. KŁOS: Sterowanie dawką koagulantu jako element optymalizacji procesu koagulacji. W: M.M. SOZAŃSKI [red.]: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód – zagadnienia współczesne. PZITS Oddział Wielkopolski, Poznań 2010, t. II, ss. 385–396.
11. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Czynniki współdecydujące o potencjale powstawania i rozwoju biofilmu w systemach dystrybucji wody. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 3, ss. 7–13.
12. B. KOŁWZAN: Zastosowanie czujników biologicznych (biosensorów) do oceny jakości wody. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 4, ss. 3–14.
13. J. GUMIŃSKA: Wpływ transformacji form glinu na skuteczność oczyszczania wody z zastosowaniem koagulantów spolimeryzowanych. *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 2, ss. 17–32.
14. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Usuwanie frakcji ogólnego węgla organicznego z wody powierzchniowej w procesie koagulacji. *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 1, ss. 9–12.
15. H. BERNHARDT, H. SCHELL: Control of flocculants by use of a streaming current detector. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua* 1993, Vol. 42, pp. 239–251.
16. T.H. HAN *et al.*: Optimization of coagulant dosing process in water purification system. Proc. of SICE Annual Conference, Tokushima 1997, pp. 1105–1109.
17. M. MRKVA: Automatic u.v.-control system for relative evaluation of organic water pollution. *Water Research* 1975, Vol. 9, No. 5–6, pp. 587–589.
18. H.R. MAIER, N. MORGAN, C.W.K. CHOW: Use of artificial neural networks for predicting optimal alum doses and treated water quality parameters. *Environmental Modelling & Software* 2004, Vol. 19, pp. 485–494.

---

**Kłos, M., Gumińska, J. Use of Real Time Coagulant Dose Control to Upgrade the Efficiency of the Coagulation Process. *Ochrona Środowiska* 2011, Vol. 33, No. 4, pp. 71–76.**

**Abstract:** There are no simple solutions to the problem of coagulant dose control in the process of surface water treatment. Those currently being used in engineering are generally focused on determining the correlation between some of the parameters that describe the quality of raw water, *e.g.* turbidity or the electrokinetic potential (streaming current analysis), and on implementing them in simple automatics. This paper describes the results of investigations that underlie the assumptions for the water treatment

train, and based on these data proposes an algorithm for coagulant dose control. Pertinent studies were conducted at a surface water treatment plant located in a foot-hill area. The water entering the treatment plant is highly variable in quality. Analysis of the test results (where use was made of both classical mathematical models and artificial neural networks) enabled formulation of the principles for the system of coagulant dose control, which consequently upgraded the functionality of the system involving a standard stream current analyzer.

**Keywords:** Coagulation, coagulant dose control, water quality, artificial neural networks, modeling.