Łucja FUKAS-PŁONKA
Bożena GIL
Marcin JANIK

Instytut Inżynierii Wody i Ścieków
Politechnika Śląska
Gliwice

MOŻLIWOŚĆ WYKORZYSTANIA WÓD Z ODŻELAZIANIA W OCZYSZCZANIU ŚCIEKÓW - KONTYNUACJA

POSSIBILITY OF APPLYING WASTEWATER FROM IRON REMOVAL IN SEWAGE TREATMENT - CONTINUATION

Efficient water supply and sewer management is important for Sustainable development. The paper presents the results of investigations of municipal wastewater quality changes after applying wastewater from iron removal. The addition of iron ions causes the deoxidization of hydrogen sulfide in sewage system and forms iron phosphate complexes

1. Wprowadzenie

Wzrastające wymagania w zakresie jakości wody do picia są powodem intensyfikacji procesów uzdatniania wody, co powoduje wzrost rodzajów i objętości produktów odpadowych. Rozwiązanie gospodarki ściekowo – osadowej w zakładach uzdatniania wody zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju stwarza wiele problemów , stanowi poważne wezwanie i wymusza racjonalne podejście do każdej formy korzystania ze środowiska.

Przykładem systemowego podejścia do gospodarki wodno-ściekowej jest możliwość odprowadzenia wód popłucznych ze stacji uzdatniania wód podziemnych do systemu kanalizacji, jako ścieków przemysłowych (zawierających duże stężenia jonów żelaza). Pomysł ten nie jest innowacyjnym rozwiązaniem, jest on z powodzeniem stosowane w niektórych krajach UE i USA [3]. Należy zaznaczyć że skład jakościowy wód popłucznych powstających podczas uzdatniania wód podziemnych, zależy od jakości ujmowanych wód i procesu technologicznego, charakteryzuje się jednak dużą stabilnością fizyczno-chemiczną.

W artykule przedstawiono wyniki badań, których celem była analiza wpływu wprowadzenia wód popłucznych jako ścieków przemysłowych do systemu kanalizacyjnego. Omawiane w artykule zagadnienie są kontynuacją tematu podjętego w poprzednich latach. Wówczas przeanalizowano ocenę zmian fizyko-chemicznych ścieków komunalnych bezpośrednio po zrzucie wód popłucznych do sieci kanalizacyjnej. Obecnie autorzy przeprowadzili dalszy tok rozważań, skupiając swoją uwagę na oczyszczalni ścieków. Zadali sobie pytanie: *w jaki sposób wprowadzenie wód popłucznych jako ścieków przemysłowych do systemu kanalizacyjnego będzie oddziaływać na pracę i eksploatację oczyszczalni ścieków?*

2. Krótkie wprowadzenie do zagadnienia

Szczegółowe omówienie zagadnienia zostało przedstawione w artykule prezentowanym na poprzedniej konferencji. W tym miejscu prezentujemy krótkie podsumowanie, które pozwoli na bliższe zapoznanie się z analizowanym zagadnieniem.

Analizę wpływu wód popłucznych na pracę systemu kanalizacyjnego przeprowadzono dla miasta zlokalizowanego w południowej Polsce. Sieć wodociągowa zasilana była z kilku ujęć wód głębinowych zlokalizowanych w różnych częściach miasta. Uzdatniana woda podziemna charakteryzowała się dużą stabilnością jakościową, zawierały jedynie ponadnormatywne stężenie żelaza i manganu.

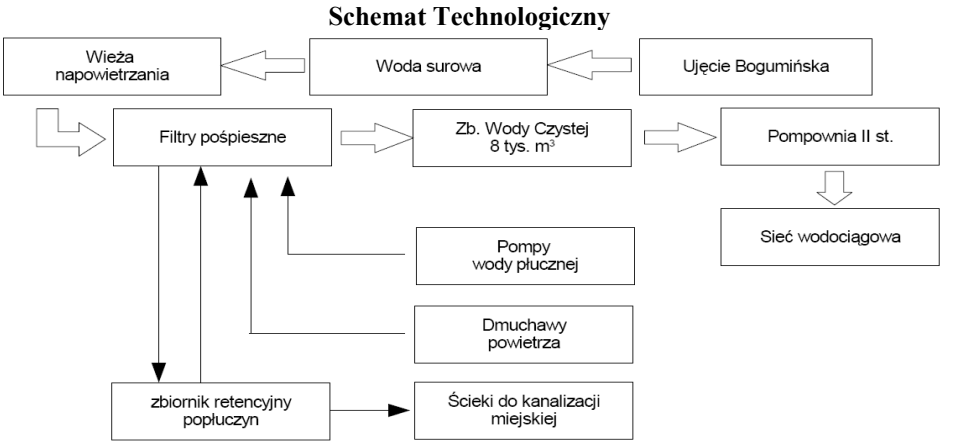
Dobowa produkcja wody z analizowanej SUW wynosi 6 000- 8 000 m^3/d.

Ciąg technologiczny uzdatniania wody składa się:

- z ujęcia wody głębinowej
- wieży napowietrzającej wypełnionej pierścieniami ceramicznymi,
- 2 filtrów pospiesznych piaskowych oraz 3 piaskowo-antracytowych - o wymiarach 5,7 m x 5,7 m,
- 4 zbiorników wody czystej,
- pompowni II stopnia zasilającej miejską sieć wodociągową.

Filtry pospieszne płukane są raz na 7 dni. Wody popłuczne poprzez zbiorniki retencyjne odprowadzane są do miejskiej sieci kanalizacyjnej i wraz ze ściekami doprowadzane do oczyszczalni miejskiej. Na stacji nie stosuje się procesu koagulacji.

Przeprowadzona analiza składu jakościowego wód popłucznych pod kątem odprowadzania ich do systemu kanalizacyjnego (tab. 1) pozwala stwierdzić, że wartości podlegające ocenie normatywnej nie przekraczają wartości dopuszczalnych w ściekach przemysłowych wprowadzanych do kanalizacji. Zawarte w tabeli informacje stały się więc podstawą do prowadzenia dalszych rozważań na temat wpływu wód popłucznych na zmiany zachodzące w systemie kanalizacyjnym.



Rys.1. Schemat technologiczny stacji uzdatniania wody

Fig.1. Water purification plant scheme.

Tab. 1. Porównanie wartości wskaźników zanieczyszczeń w wodach popłucznych z wartościami dopuszczalnymi wskaźników w ściekach przemysłowych wprowadzanych do kanalizacji

Tab. 1. Comparison of wastewater from iron removal and industrial wastewater standards.

Wskaźnik	Jednostka	Wartość średnia	Wartości dopuszczalne w ściekach przemysłowych wprowadzanych do kanalizacji **Błąd! Nie można odnaleźć źródła odwołania.**]
1	2	3	4
Odczyn		7,8	6,5-9,5
BZT_5	mg/dm^3	10,5	1)
ChZT	mg/dm^3	50,4	1)
Zawiesina ogólna	g/dm^3	0,6172	1)
Zawiesiny łatwo opadające	ml/dm^3	8-10	10
Żelaza ogólny	mg/dm^3	197,5	2)
Mangan	mg/dm^3	1,76	-

1) wartości wskaźników należy ustalić na podstawie dopuszczalnego obciążenia oczyszczalni ładunkiem tych zanieczyszczeń

2) zanieczyszczenia ogranicza zawiesiny łatwo opadające

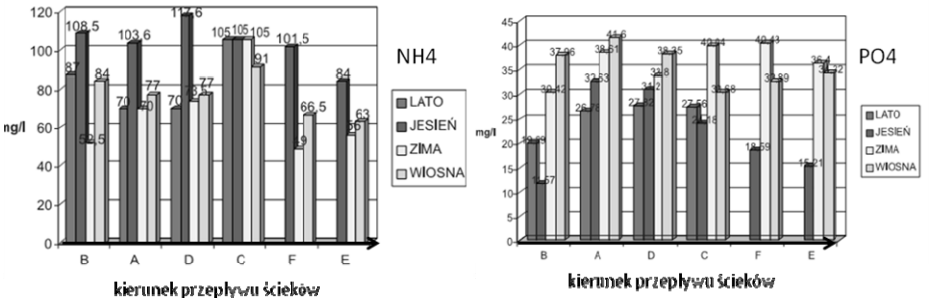
Należy podkreślić, że podatność na sedymentację, zawiesin z popłuczyn zwiększa się ze wzrostem udziału w fazie stałej, tlenków manganu i węglanów wapnia, natomiast maleje ze wzrostem udziału tlenków żelaza [3], co jest spowodowane wytracaniem wodorotlenków żelazowych, które posiadają postać amorficzną.

W przypadku badanych wód popłucznych stężenie żelaza jest wielokrotnie wyższe od stężenia związków manganu.

System kanalizacji w obrębie analizowanej zlewni jest systemem mieszanym, występuje w nim zarówno kanalizacja ogólnospławna, jak i rozdzielcza. Powstające ścieki komunalne transportowane są do oczyszczalni ścieków. Oczyszczalnia ścieków jest oczyszczalnią mechaniczno-biologiczną, w której usuwanie związków biogennych odbywało się na drodze biologicznej metodą osadu czynnego, wspomagane okresowo strącaniem chemicznym (stosowany koagulant żelazowy). Oczyszczalnia ścieków zaprojektowana jest na RLM =120 000. W bezpośrednim sąsiedztwie oczyszczalni ścieków występuje luźna zabudowa jednorodzinna i tereny rolnicze. Stacje Uzdatniania Wody zlokalizowane są po przeciwległej stronie miasta. Korzyścią proponowanego rozwiązania jest wprowadzenie do systemu kanalizacyjnego wód popłucznych ze stacji uzdatniania w miejscach ich powstania, czyli wprowadzenie ich w kilku punktach do systemu kanalizacyjnego.

3. Ocena zmian jakościowych w ściekach komunalnych po wprowadzeniu wód popłucznych

Zmiany jakościowe ścieków komunalnych zachodzące podczas ich transportu w sieci kanalizacyjnej zależą od szeregu czynników, między innymi od składu jakościowego ścieków komunalnych, ale również od układu sieci kanalizacyjnej, warunków hydrodynamicznych panujących w poszczególnych punktach sieci oraz warunków meteorologicznych. Od momentu wprowadzenia ścieków komunalnych do sieci kanalizacyjnych, podczas transportu zachodzą procesy biochemiczne powodujące rozkład związków organicznych (rys .2), które charakteryzują się wielokrotnie mniejsza intensywnością niż analogiczne procesy na oczyszczalni ścieków, a ich intensywność zbliżona jest do procesów zachodzących w środowisku przyrodniczym.



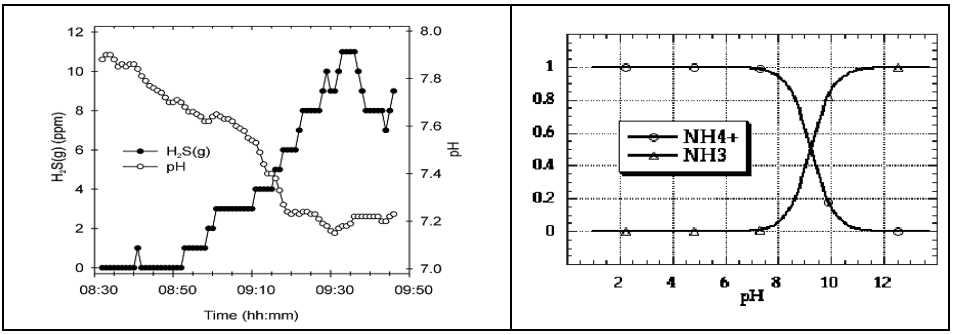
Rys. 2. Przykład analizy zmian stężenia azotu amonowego i stężenia fosforanów w wybranych punktach sieci kanalizacji sanitarnej, w różnych porach roku

Fig.2. Ammonium and phosphate concentration in wastewater in seasons of the year

W kanalizacji podczas transportu ścieków mogą panować zarówno warunki tlenowe, jak i beztlenowe, a będą towarzyszyć temu inne dominujące produkty rozkładu. Pierwsze reakcje zachodzą w warunkach tlenowych - mikroorganizmy utleniają związki

organiczne do dwutlenku węgla i wody, pobierając z środowiska zewnętrznego inne substraty (procesy amonifikacji czy nitryfikacji). Po wykorzystaniu tlenu rozpuszczonego w ściekach mikroorganizmy wykorzystują kolejne akceptory wodoru, azotany lub azotyny (denitryfikacja). Następnym etapem przemian zachodzących w sieci kanalizacyjnej jest fermentacja psychrofilowa (temperatura poniżej 20°C). W warunkach beztlenowych dochodzi do pierwszego etapu fermentacji, podczas którego następuje rozkład wielkocząsteczkowych związków w wyniku hydrolizy enzymatycznej do formy rozpuszczonej, a towarzyszy temu miedzy innymi wydzielanie jonów amonowych i siarkowodoru. Podczas tej fazy dochodzi do zmiany składu jakościowego ścieków, między innymi stężenia fosforu ogólnego, zwiększenia udziału ortofosforanów i fosforanów rozpuszczonych.

W zależności od odczynu i warunków hydrodynamicznych panujących w sieci kanalizacyjnej następuje stopniowa konwersja niektórych jonów rozpuszczonych do formy gazowej i tak jest w przypadku siarkowodoru oraz jonów amonowych (rys. 3), co zostało przedstawione w pracy Henriette. W przypadku bardzo małych przepływów w kanalizacji, co często ma miejsce na terenach o zabudowie luźnej, niskiej, występują warunki sprzyjające sedymentacji zawiesin.



Rys. 3. Formy występowania H_2S (g) i azotu amonowego w zależności od odczynu środowiska, w kanalizacji

Fig.3. Hydrogen sulfide and ammonium - pH dependence diagram

Produktem beztlenowych przemian biochemicznych zachodzących podczas transportu ścieków są między innymi różne formy lotnych związków organicznych lub nieorganicznych. Są wśród nich amoniak, aminy, siarkowodór, sulfidy i disulfidy alkilowe, indol, aldehydy i ketony, kwasy tłuszczowe, alkohole i estry. W samym układzie kanalizacji mogą one powodować problemy eksploatacyjne: z jednej strony mogą być prekursorem korozji siarczanowej, a z drugiej mogą być elementem składowym mieszaniny emitowanych nieprzyjemnych zapachów, czyli odorów.

Dobrym wskaźnikiem do oceny stopnia transformacji związków organicznych i nieorganicznych pod wpływem procesów biochemicznych i fizykochemicznych jest analiza potencjału REDOX, co przedstawia tabela 2.

Tab. 2. Ocena procesów biochemicznych zachodzących w ściekach bytowych

Tab. 2. Biochemical processes in municipal wastewater

Procesy biochemiczne	REDOX, mV
1	2
nitryfikacja	+100 ÷ + 350
usuwanie BZT_5 podczas utleniania	+50 ÷ +250
Biologiczne usuwanie fosforu, warunki tlenowe	+25 ÷ +250
denitryfikacja	+50 ÷ -50
Formowanie siarkowodoru	-100 ÷ - 300
Biologiczne uwalnianie fosforu, warunki beztlenowe	-100 ÷ -250
Fermentacja: faza kwaśna	-100 ÷ -225
Fermentacja: faza metanowa	-175 ÷ -400

Problemy te mogą wystąpić bezpośrednio w sieci kanalizacyjnej, ale często intensyfikacja tych zjawisk jest odczuwalna podczas eksploatacji na głównych przepompowniach ścieków, ostatnich odcinkach kolektorów tuż przed oczyszczalnią ścieków lub bezpośrednio na części mechanicznej oczyszczalni ścieków.

Korozja siarczanowa jest przyczyną zmniejszenia żywotności wielu elementów betonowych, które są stosowane w kanalizacji lub oczyszczalni ścieków. Powstaje ona w wyniku działania kwasu siarkowego, pochodzącego z utlenienia siarkowodoru (co może być stymulowane przez rozwijająca się florę bakteryjną) i reaguje z betonem (CaSi, Ca(OH)2, CaCO3) tworząc w pierwszej kolejności gips. Proces korozji siarczanowej rozpoczyna się od wysokości zwierciadła ścieków.

Należy również podkreślić że stężenie jonów HS^- powyżej 0,5 mg/dm3 powoduje zahamowanie procesu nitryfikacji, który zachodzi również stopniowo podczas transportu ścieków w sieci kanalizacyjnej.

Kolejnym ważnym problemem w oczyszczalni ścieków, na który należy zwrócić uwagę, to źródła emisji odorów. Doprowadzając ścieki do oczyszczalni, można spodziewać się, że do warunków powodujących emisje odorów może dochodzić w miejscu ich doprowadzenia oraz w części mechanicznej pod wpływem procesów fizycznych i mechanicznych.

Wg literatury w oczyszczalni ścieków można wyróżnić trzy strefy emisji zanieczyszczeń powietrza, które charakteryzują się wysokim stężeniem zawartością związków odorotwórczych. Są to:

- ☐ doprowadzenie ścieków (w tym główna przepompownia ścieków), stacja zlewcza i cześć mechaniczna oczyszczania ścieków 30-1000 jz/m3,
- ☐ oczyszczanie biologiczne 5-120 jz/m3,
- ☐ przeróbka osadów 100-1000000 jz/m3.

Z przytoczonych danych wynika że część mechaniczna oczyszczalni ścieków jest drugim co do intensywności źródłem emisji zanieczyszczeń do powietrza na oczyszczalni ścieków. Dane literaturowe można jedynie traktować, jako dane informacje sygnalizujące problem, a nie dane do określenia przewidywanego zasięgu oddziaływania emisji substancji zapachowych.

Jako wskaźniki emisji odorów na oczyszczalni najczęściej brane są pod uwagę dwa związki siarkowodór i amoniak, które charakteryzują się różnym współczynnikiem klasy zapachowego współczynnika bezpieczeństwa, co przedstawia tabela 3.

Tab. 3. Podział wybranych substancji chemicznych według klasy zapachowego współczynnika bezpieczeństwa

Tab. 3. Odour safety coefficient for chemical substances [13]

Symbol zapachowej klasy współczynnika bezpieczeństwa	A	B	C
1	2	3	4
zapachowy współczynnik bezpieczeństwa; NDS:Spww	➢ 500	26÷550	1÷26
Udział osób wyczuwających zapach w warunkach NDS	➢ 90%	50÷90%	< 50%
Substancje chemiczne	- siarkowodór - aldehyd octowy i walerianowy - inden - eanotiol	- disiarczek węgla - aceton	- amoniak

NDS – najwyższe dopuszczalne stężenie związku chemicznego w powietrzu
Spww –próg wyczuwalności zapachu (minimalne stężenie wyczuwalne przez zmysł powonienia)

Z punktu widzenia emisji zanieczyszczonego powietrza z części mechanicznej oczyszczalni ścieków, głównym źródłem emisji będą procesy mineralizacji zachodzące w ściekach podczas ich transportu do oczyszczalni ścieków. Jednakże należy podkreślić, iż istotnym wpływem na stopień rozproszenia odorów, poziom i ich oddziaływanie są dodatkowo: warunki topograficzne terenu, warunki meteorologiczne (temperatura, ciśnienie, względna wilgoć, punkt rosy, szybkość wiatru i kierunek wiatru).

W miejscu emisji odorów i rozprzestrzeniania zanieczyszczonego powietrza obniża się komfort życia, wywołują nasilenie niekorzystnych objawów psychosomatycznych, takich jak: rozdrażnienie, ból głowy i szereg innych objawów obniżających również atrakcyjność turystyczną środowiska narażonego na ich oddziaływanie. Jest to również ważny temat społeczny.

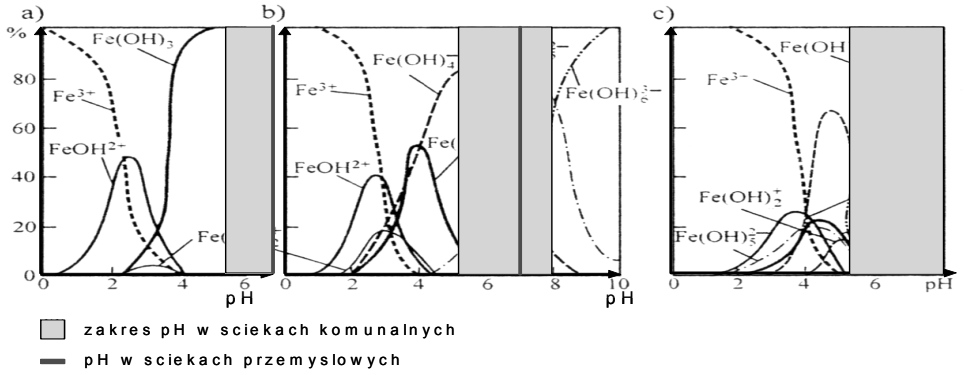
Należy zwrócić uwagę, że w przypadku odorów emitowanych z części mechanicznej oczyszczalni ścieków, mamy do czynienia z mieszaniną różnych lotnych związków organicznych i nieorganicznych, których skład zmienia się w ciągu roku. Często wrażenia węchowe w największym stopniu zależą od obecności niewykrywalnych domieszek lub zmian proporcji składników. W tym przypadku może również wystąpić synergizm, czyli wzajemne wzmocnienie oddziaływania zapachów, konsekwencją tego jest sumowanie substancji zapachowych należących do klasy bezpieczeństwa A i B (tab. 3).

4. Potencjalne zmiany w składzie ścieków komunalnych po zrzucie wód popłucznych z procesu odżelaziania

Wprowadzone wraz z wodami popłucznymi sole żelaza (III) do ścieków komunalnych ulegają łatwo hydrolizie [19] wg równań:

$$[Fe(H_2O)_6]^{3+} + H_2O = [Fe(H_2O)_5OH]^{2+} + H_3O^+$$
$$[Fe(H_2O)_5(OH)]^{2+} + H_2O = [Fe(H_2O)_4(OH)_2]^{+} + H_3O^+$$
$$[Fe(H_2O)_4(OH)_2]^{+} + H_2O = [Fe(H_2O)_3(OH)_3]^{0} + H_3O^+ = Fe(OH)_3 + 3H_2O + H_3O^+$$

Należy podkreślić że stopień uwodnienia powstałych hydroksykompleksów żelaza (II) i żelaza (III), a tym samym udział poszczególnych form chemicznych hydroksykompleksów zależy od odczynu środowiska i stężenia soli żelaza w roztworze, co przedstawia rys. 4. Wytrącający się w postaci koloidalnej wodorotlenek żelaza $Fe(OH)_3$ ma ładunek dodatni przy pH< 7,5.



Rys.4. Wpływ odczynu roztworu na udział poszczególnych form hydroksykompleksow żelaza (III) w wodnych roztworach przy stężeniu a) 10-3 mol/dm3, b) 10-4 mol/dm3, c) 10-5 mol/dm3

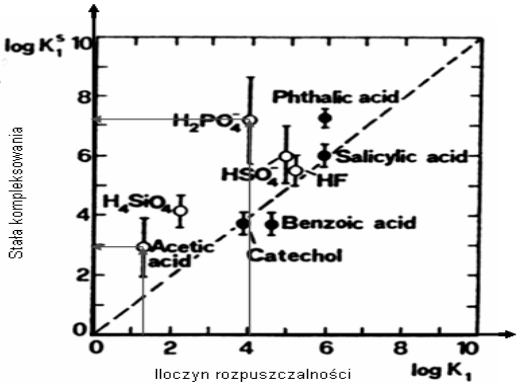
Fig.4. Influence of pH on iron complex forms in water solution

W tej postaci hydroksykompleksy związków żelaza w ściekach komunalnych przede wszystkim prowadzą do:

- sorpcji jonów rozpuszczonych na hydroksykompleksach lub wodorotlenkach,
- powstania kompleksów soli żelaza,
- współstrącania i strącania chemicznego osadów chemicznych.

Przy czym proces sorpcji dominuje przy niskich stężeniach jonów, niskich temperaturach, a w przypadku adsorpcji anionów przez sole żelaza również w przypadku niskiego pH. Istnieje jednak płynna granica między sorpcją a strącaniem chemicznym, które dominuje w przypadku wysokich stężeń jonów. Jeżeli w roztworze znajduje się kilka

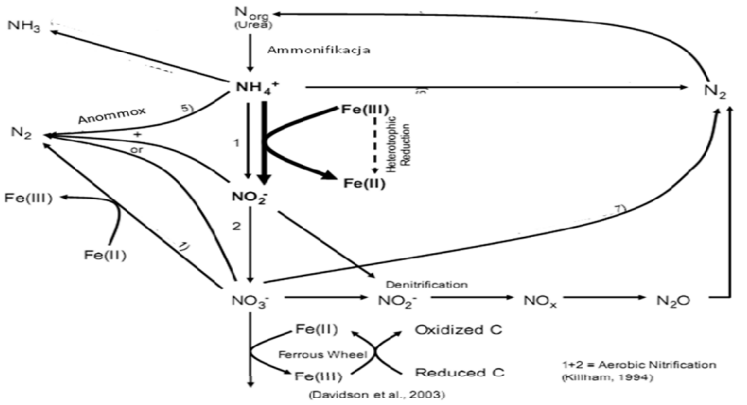
soli różniących się iloczynem rozpuszczalności, to adsorpcji ulegają przede wszystkim sole trudniej rozpuszczalne, co również przekłada się na kolejność powstawania kompleksów soli żelaza (rys. 5).



Rys.5. Zależność możliwości tworzenia kompleksów jonów żelaza (III) od iloczynu rozpuszczalności soli

Fig.5. Influence of solubility product on iron complex formation

Dalsza analiza przemian związków żelaza musi uwzględniać przemiany biochemiczne zachodzące w ściekach pod wpływem warunków tlenowych i beztlenowych. Wymaga to więc analizy cyklu obiegu związków azotu (rys. 6) oraz cyklu obiegu związków siarki i związków fosforu pod wpływem jonów żelaza.



Rys. 6. Cykl obiegu związków azotu z uwzględnieniem przemian form chemicznych jonów żelaza

Fig.6. Iron in nitrogen cycle

Odprowadzanie do kanalizacji, w której panują warunki beztlenowe, wód popłucznych, może spowodować eliminację siarkowodoru. W wyniku reakcji chemicznej powstaje siarczek żelaza. Ma to istotne znaczenie ze względu na eliminację korozji siarczanowej czy zmniejszenie emisji odorów. Siarkowodór może powstawać w wyniku redukcji w warunkach beztlenowych siarczanów i tiosiarczanów, mikrobiologicznego rozkładu związków organicznych zawierających siarkę np. białka lub bezpośrednio z siarczków zawartych w ściekach. Potencjał redukcyjno-utleniający przy którym następuje rozwój mikroorganizmów redukcyjnych siarczany jest w zakresie od -200 do -300 mV. Ważnymi czynnikami które wpływają na zawartość siarkowodoru w ściekach są:

- temperatura, która wpływającym na rozwój mikroorganizmów redukujących siarkowodoru (przy temp. 7^0C produkcja siarkowodoru jest zahamowana, natomiast największe tempo występuje w temperaturze 30^0C),
- odczyn środowiska (optymalne pH w zakresie 7,5-8,0, a min 6,0 do max 9,0), co ma znaczenie ze względu na dysocjację siarkowodoru (przy pH $\leq$6,0 podstawową formą jest niezjonizowany H_2S, a przy pH $\geq$8,0 jony wodorosiarczkowe i siarczkowe S^{2-}, przy pH>9,0 w formie zdysocjonowanej pozostaje w fazie ciekłej,
- turbulencja, przy uwalnianiu siarkowodoru ze ścieków (zgodnie z prawem Henry'ego).

Zmiany jakościowe w fosforze ogólnym

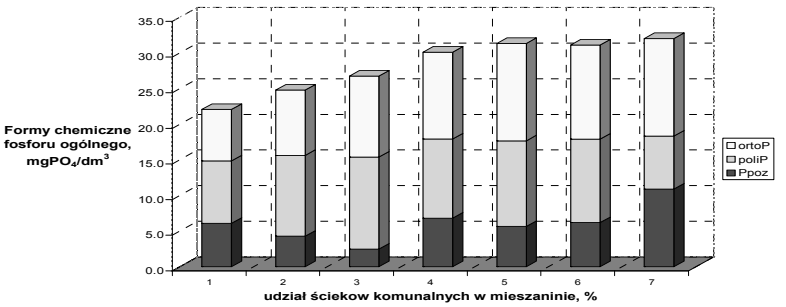
Wśród związków chemicznych, które podlegają przemianom fizyko-chemicznym pod wpływem hydroksykompleksów żelaza, wyróżnia się związki fosforu ogólnego. W celu określenia wpływu wprowadzania ścieków przemysłowych do kanalizacji na transformacje form chemicznych fosforu ogólnego, przeanalizowano zmiany zawartości fosforu ogólnego w mieszaninie ścieków po sklarowaniu, co przedstawiono w artykule. Zgodnie z literaturą, w omawianym zagadnieniu dotyczącym transformacji fosforu ogólnego, orto-fosforany mogą być strącone w postaci związków kompleksowych metal-hydroksy-fosforanowych Fe(PO4)y(OH)3-y(H2O)y oraz ulegać sorpcji w postaci hydroksykompleksów żelaza (III).

W celu uzyskania informacji o transformacji związków fosforu, zastosowano obok oznaczenia fosforu ogólnego, również oznaczenie poszczególnych jego form chemicznych (tab. 4) w badanej próbie mieszaniny ścieków przemysłowych ze ściekami komunalnymi, co przedstawiają wykresy (rysunek 7 i 8). Analizując wykresy można zwrócić uwagę na zwiększenie udziału frakcji skondensowanych polifosforanów i fosforu pozostałego, których udział zwiększa się w zależności od czasu zatrzymania i udziału ścieków przemysłowych w stosunku do objętości ścieków komunalnych. Należy podkreślić że czas zatrzymania ścieków w sieci kanalizacyjnej trwa od kilku do kilkunastu godzin.

Tab. 4. Formy chemiczne fosforu ogólnego

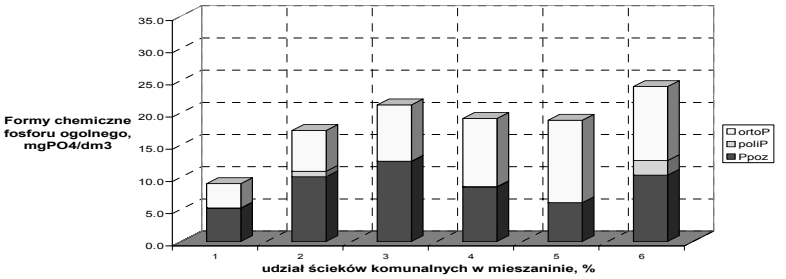
Tab. 4. Chemical forms of phosphorus

FOSFOR OGÓLNY, Pog mg PO_4/dm^3, mgP/dm^3[1]	**Ortofosforany**, orto-P, mg PO_4/dm^3, %
	Skondensowane polifosforany ogólne[2], ulegające kwaśnej hydrolizie, poli-P, mg PO_4/dm^3, %
	Fosfor pozostały, Ppoz**,** mg PO_4/dm^3, %



Rys. 7. Zmiany udziału form chemicznych fosforu ogólnego w ściekach sklarowanych po hydraulicznym czasie zatrzymania 1h, średnie arytmetyczne

Fig. 7. Chemical forms of phosphorus in wastewater after 1h treatment.



Rys. 8. Zmiany udziału form chemicznych fosforu ogólnego w ściekach sklarowanych po hydraulicznym czasie zatrzymania 24 h, średnie arytmetyczne

Fig. 8. Chemical forms of phosphorus in wastewater after 24h treatment.

[1] Pog mgP/dm^3= 0,326 * Pog mgPO4/dm^3
gdzie: 0,326 mnożnik przeliczeniowy z PO_4 na Pog

[2] Skondensowane polifosforany oznaczono jako różnicę między fosforanami po hydrolizie kwaśnej a ortofosforanami.

W przypadku występowania warunków tlenowych udział ortofosforanów i form fosforu rozpuszczalnego jest mniejszy niż w przypadku warunków beztlenowych, Jednakże ładunek ortofosforanów w stosunku do ładunku wprowadzanego jonów żelaza był wielokrotnie wyższy (niezależnie od warunków panujących w sieci kanalizacyjnej). Jednakże stosunek ten wymaga zawsze indywidualnego sprawdzenia.

W przypadku warunków tlenowych panujących podczas transportu ścieków dodanie wód popłucznych zawierających jony żelaza, powoduje wydłużenie w czasie występowania w rurociągu ścieków warunków anoksycznych, co powstrzymuje procesy gnilne. Ta zasada wykorzystywana jest obecnie przez zastosowanie koagulantów zawierających jony żelaza i jony azotowe w celu eliminacji odorów w kanalizacji.

5. Podsumowanie

Przeprowadzona analiza wpływu wód popłucznych zawierających sole żelaza, pochodzących ze stacji uzdatniania wód podziemnych i wprowadzanych do systemu kanalizacyjnego, wykazała możliwość poprawy warunków pracy i eksploatacji zarówno sieci kanalizacyjnej, jak i oczyszczalni ścieków.

Korzyścią z takiego rozwiązania jest również fakt, że nie zostają wprowadzone kolejne procesy jednostkowe do systemu gospodarki wodno-ściekowej. Wykorzystywane są właściwości powstałych ścieków przemysłowych do poprawy warunków eksploatacji systemu kanalizacyjnego - w pierwszej kolejności sieci kanalizacyjnej a drugiej oczyszczalni ścieków.

Wykorzystanie jonów żelaza, zawartych w wodach popłucznych, nie wymaga przeprowadzenia obróbki chemicznej ścieków.

Taki kierunek postępowania pozwala z jednej strony na zmniejszenie negatywnego oddziaływania systemu kanalizacyjnego na środowisko a z drugiej na obniżenie kosztów eksploatacyjnych, co jest zgodne z rosnącymi wymaganiami stawianymi standardom systemów wodociągowych i kanalizacyjnych, jako rezultat upowszechnienia świadomości ekologicznej społeczeństwa - powoduje to zaostrzenie wymagań służących optymalnemu zarządzaniu tymi systemami.

Należy jednak podkreślić, że takie podejście musi być analizowane indywidualnie dla lokalnych warunków. Zastosowanie wód popłucznych może być brane pod uwagę jako jedno z możliwych rozwiązań, wymagające jednak przeprowadzenia badań i symulacji analiz pracy systemu kanalizacyjnego.

Bibliografia

[1] Clement J-Ch., Ehrenfelda J. G., Jaffe P. R.: Ammonium oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron under anaerobic conditions in wetland soils. Soil Biology & Biochemistry, 2005, 37, 2323–2328

[2] Cygański, A. Chemiczne metody analizy jakościowej. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa, 1999

[3] Dąbrowski, W. Oddziaływanie sieci kanalizacyjnej na środowisko. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków, 2004

[4] Æsøy A., Ødegaard H., Bentzen G.: The effect of sulphide and organic matter on the nitrification activity in a biofilm process. Water Sci. Techn., 37, 1, 1998, 115-122

[5] FUKASPŁONKA Ł., GIL B., JANIK M.: Możliwość wykorzystania wód z odżelaziania w oczyszczaniu ścieków. XX Jubileuszowa-Krajowa, VIII Międzynarodowa Konferencja Naukowo – techniczna „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód", Polska, 2008

[6] Henriette S. J.: Hydrogen sulfide induced concrete corrosion of sewer networks. Section of Environmental Engineering Aalborg University, 2009

[7] Hermenowicz, W. Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków. Arkady, Warszawa, 1980

[8] Komunikat Komisji dla Rady i Parlamentu Europejskiego. Stymulowanie technologii w kierunku zrównoważonego rozwoju. Komisja Wspólnot Europejskich, Bruksela, 2004

[9] Kowal, A. L., Świderska-Bróż, M. Oczyszczanie wody. Wydaw. Naukowe PWN, Warszawa, 2005

[10] KOŚMIDER J., MAZUR-CHRZANOWSKA B., WYSZYŃSKI B.: Odory. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2002

[11] Kuliczkowski, A. Rury kanalizacyjne. Wydaw. Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce, 2001

[12] Kulig, A. Metody pomiarowo-obliczeniowe w ocenach oddziaływania na środowisko obiektów gospodarki komunalnej. Oficyna wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 2004

[13] MAKLES Z., GAWLAS-ZAKRZEWSKA M.: Złowonnne gazy w środowisku pracy. Bezpieczeństwo pracy, 2005, 9, 12-16

[14] Myszograj, S. Zmiany składu ścieków w czasie transportu siecią kanalizacyjną. Gaz, Woda i technika Sanitarna, 2006, nr 7-8, str. 10-14

[15] Nogaro, G., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Boisson, J.-C., Bedell, J.-F., Ohannessian, A., Volat, B., Gibert, J. Influence of a stormwater sediment deposit on microbial and biogeochemical processes in infiltration porous media. Science of the Total Environment, 2007, 377, 334–348

[16] ORP (Redox). Wskaźnik sprawności oczyszczalni ścieków. http://transtech-eco.pl/index.php?option=com_content&view=article&id=63&Itemid=71,

[17] Pisano, W. C., Barsanti, J. Sewer and Tank Sediment Flushing: Case Studies. EPA/600/R-98/157, 1998

[18] Programu ochrony środowiska dla gminy Racibórz na lata 2008-2015, Urząd Miasta, Racibórz, 2008

[19] Ross Chandler: CORROSION CONTROL IN WASTEWATER SYSTEMS. 33rd Annual