

POLITECHNIKA CZĘSTOCHOWSKA
WYDZIAŁ INFRASTRUKTURY I ŚRODOWISKA

PRACA DOKTORSKA

**MODELOWANIE FILTRACJI OSADÓW ŚCIEKOWYCH
PRZEZ ZMIANĘ PARAMETRÓW PROCESU**

Anna Tuchołka

promotor: dr hab. inż. Mariusz Kowalczyk, Prof. PCz

Częstochowa 2022

Serdecznie dziękuję mojemu promotorowi, Panu dr hab. inż. Mariuszowi Kowalczykowi, Prof. PCz za pomoc w wyborze tematu pracy doktorskiej, nieocenioną pomoc merytoryczną oraz wszelkie wsparcie udzielone w czasie powstawania pracy doktorskiej. Pragnę również podziękować Pani mgr Lucynie Gądek za pomoc w przeprowadzeniu badań laboratoryjnych.

Wyrazy wdzięczności kieruję również do Pani dr hab. inż. Lidii Dąbrowskiej, Prof. PCz za pomoc merytoryczną i umożliwienie przedłużenia czasu odbywania studiów doktoranckich oraz do Zarządu i pracowników Oczyszczalni Ścieków WARTA S.A. w Częstochowie za udostępnienie osadów ściekowych niezbędnych do przeprowadzenia kluczowych dla pracy doktorskiej badań laboratoryjnych.

Spis treści

WYKAZ OZNACZEŃ	5
STRESZCZENIE.....	7
ABSTRACT.....	8
WSTĘP	9
1. PRZEGLĄD LITERATURY	10
1.1. Osady ściekowe – aspekty prawne.....	10
1.1.1. Definicje pojęć w literaturze i aktach prawnych	11
1.1.2. Unijne akty prawne w zakresie komunalnych osadów ściekowych.....	13
1.1.3. Polskie przepisy prawne	14
1.2. Właściwości osadów ściekowych	17
1.3. Kondycjonowanie osadów	21
1.4. Odwadnianie osadów ściekowych	28
1.4.1. Filtracja osadów ściekowych.....	30
1.4.2. Mechaniczne odwadnianie osadów ściekowych.	38
1.4.3. Przykłady innych metod odwadniania osadów ściekowych	43
1.5. Zagospodarowanie osadów ściekowych w Polsce.....	49
2. CEL I ZAKRES PRACY	55
3. OBIEKT BADAŃ I METODYKA BADAWCZA.....	57
3.1. Substrat badań	57
3.2. Charakterystyka zastosowanych do kondycjonowania środków chemicznych... ..	57
3.3. Aparatura badawcza	58
3.4. Metody analityczne	63
3.5. Określenie parametrów procesu filtracji ciśnieniowej.	64
3.6. Czas ssania kapilarnego	67
3.7. Sieci neuronowe	68
3.8. Statystyczna analiza wyników i niepewności pomiarów bezpośrednich.....	70
4. WYNIKI I ICH ANALIZA	73
4.1. Dobór rodzaju i dawki organicznych środków kondycjonujących	73
4.2. Wpływ kondycjonowania osadów ściekowych na zmianę współczynnika ściśliwości oraz wybranych parametrów filtracji ciśnieniowej	75
4.2.1. Osady wstępne.....	75
4.2.2. Osady mieszane	95
4.2.3. Osady przefermentowane	114

4.3. Zmiany zawartości ogólnego węgla organicznego w wodzie nadosadowej.....	133
4.3.1. Osady wstępne.....	133
4.3.2. Osady mieszane	138
4.3.3. Osady przefermentowane	143
5. OCENA EFEKTYWNOŚCI ODWADNIANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH. ...	148
6. MODELOWANIE PROCESU FILTRACJI	156
7. WNIOSKI KOŃCOWE	164
Literatura.....	166
Wykaz tabel	172
Wykaz rysunków	174

WYKAZ OZNACZEŃ

<i>A</i>	pole przekroju przepływu (m^2)
<i>b</i>	współczynnik kierunkowy prostej będącej funkcją $t_f / V_f = f(V)$ (s/m^3)
<i>c</i>	masa cząstek stałych przypadająca na jednostkę objętości cieczy w osadzie (kg/m^3)
<i>F</i>	powierzchnia filtracji (m^2)
<i>f</i>	Zawartość suchej frakcji po odwadnianiu
<i>H</i>	grubość placka osadu (m)
<i>h</i>	wysokość kapilary
<i>k</i>	współczynnik przepuszczalności zbioru ziarn,
<i>K</i>	stała Kozeny
<i>m</i>	masa parowniczkowa (g)
<i>M</i>	masa placka osadowego (kg)
<i>P</i>	ciśnienie filtracji (N/m^2)
<i>Q</i>	wydajność filtracji ($kg/(m^2 \cdot h)$)
<i>q</i>	obciążenie jednostkowe
<i>r</i>	pozorny masowy opór filtracji (m/kg)
<i>r</i>	promień kapilary
<i>s</i>	współczynnik ściśliwości
<i>S</i>	powierzchnia przekroju zbioru ziaren (złoża) (m^2/m^3)
<i>SM</i>	sucha masa (g/dm^3)
<i>CSK</i>	czas ssania kapilarnego
<i>t</i>	całkowity czas filtracji (s)
<i>U</i>	zawartość wody w próbce (%)
<i>U_w</i>	uwodnienie końcowe (%)
<i>V</i>	objętość filtratu po zakończonej filtracji w czasie <i>t</i> (cm^3)
<i>X</i>	pozostałość po prażeniu (g/dm^3)
<i>α</i>	współczynnik oporu filtracji
<i>ε</i>	porowatość złoża
<i>η</i>	lepkość dynamiczna ($kg/m \cdot s$)
<i>μ</i>	lepkość filtratu ($N \cdot s/m^2$)
<i>v</i>	prędkość filtracji (cm^3/s)

Indeksy dolne

dh	osad/placek osadu po odwodnieniu (przed wysuszeniem)
DS	wielkości odniesione do zawartości suchej frakcji po odwodnieniu na skutek ścinania
f	wielkości odniesione do filtracji
k	wielkości odniesione do kapilary
K	wielkości końcowe
m	wielkości odniesione do masy
o	Osad
on	osad nieściśliwy
oz	osad użyty do oznaczeń
p	parowniczką
pl	placek osadu
pr	osad po prażeniu
rt	wielkości po odwadnianiu z rotacją tłoka
s	suchy osad
t	wielkości po odwadnianiu bez rotacji tłoka
wo	wielkości odniesione do uwodnienia końcowego
wu	woda usunięta
z	złożę ziaren

STRESZCZENIE

W pracy podjęto się sprawdzenia wpływu zmiany czynników kondycjonujących osady ściekowe oraz parametrów procesu filtracji na wzrost efektów odwadniania oraz poprawę modelowania procesu filtracji. Przedmiot badań stanowiły osady ścieków komunalnych w postaci osadów: wstępnych, mieszanych oraz przefermentowanych pochodzących z Częstochowskiej oczyszczalni ścieków komunalnych WARTA S.A. Badania obejmowały oznaczenie współczynnika ściśliwości, uwodnienia końcowego, wydajności i prędkości filtracji, oporów hydraulicznych na przegrodzie filtracyjnej oraz pomiar zawartości ogólnego węgla organicznego. Sam proces filtracji ciśnieniowej prowadzono przy ciśnieniu roboczym 0,2 – 0,5 MPa. Badania wykazały, że zastosowanie kondycjonowania osadu polielektrolitem flokującym C-494 oraz mineralnymi drobnoziarnistymi dodatkami sypkimi wpływa na obniżenie wartości współczynnika ściśliwości osadów, co przekłada się na zwiększenie wydajności filtracji ciśnieniowej dla osadów: wstępnych – z 2,09 do 11,65 kg/m² h; mieszanych – z 1,61 do 10,54 kg/m² h; oraz przefermentowanych – z 1,89 do 11,20 kg/m² h. Dodatek substancji mineralnych oraz kondycjonowanie polielektrolitem C-494 pozwoliły na znaczne zmniejszenie końcowego uwodnienia osadów: wstępnych – z 81,4% do 74,6%; mieszanych – z 85,3% do 77,2% oraz przefermentowanych – z 83,2% do 75,4%. Zaproponowane sposoby kondycjonowania osadów ścieków komunalnych mogą być z powodzeniem wykorzystywane w oczyszczalniach ścieków.

ABSTRACT

The study undertook to verify the impact of changes in the conditioning factors of sewage sludge and the parameters of the filtration process on the increase of the dewatering effects and improvement of the modeling of the filtration process. The subject of the experiment was municipal sewage sludge in the form of preliminary, mixed and digested sludge from WARTA S.A. Municipal Sewage Treatment Plant in Częstochowa. The research included the measurement of hydraulic resistance at the filter baffle, measurement of the velocity of the breakthrough of the sludge cake by the liquid fraction, measurement of the content of total organic carbon, final sludge hydration, compressibility coefficient, and filtration process efficiency. The pressure filtration process itself was conducted at an operating pressure of 0.2 – 0.5 MPa. The study showed that conditioning of sludge with flocculent polyelectrolyte C-494 and fine-grained loose mineral additives resulted in an increase of pressure filtration efficiency for pre-flocculated sludge from 2.09 to 11.65 kg/m²h; for mixed sludge from 1.61 to 10.54 kg/m²h; and for digested sludge from 1,89 to 11,20 kg/m²h. The addition of mineral substances and conditioning with polyelectrolyte C-494 resulted in a significant reduction in the final hydration of pretreated sludge from 81.4% to 74.6%; mixed sludge from 85.3% to 77.2%, and of digested sludge from 83.2% to 75.4%. The proposed methods for conditioning municipal sewage sludge can be successfully used in sewage treatment plants.

WSTĘP

Stały wzrost długości sieci kanalizacyjnych oraz liczby oczyszczalni przekłada się na zwiększenie ilości generowanych ścieków oraz osadów ściekowych. Rozwojowi temu towarzyszy również wzrost efektywności oczyszczania oraz samej świadomości środowiskowej społeczeństwa. Pociąga to za sobą problem stale zwiększającej się ilości osadów ściekowych wymagających unieszkodliwiania lub właściwego zagospodarowania. Zagospodarowanie to jest wymuszane zarówno poszukiwaniem alternatywnych źródeł energii, jak i koniecznością ograniczenia zużycia zasobów naturalnych. Potrzeba zagospodarowania odpadów wynika także z ich stale rosnącej ilości podyktowanej wzrostem liczby ludności i postępującą urbanizacją. Same osady powstają na różnych etapach oczyszczania ścieków. Komunalne osady ściekowe stanowią zawiesinę zawartą w mieszaninie ścieków bytowo-gospodarczych. Charakterystyka fizyko-chemiczna osadów jest uwarunkowana rodzajem i stanem technicznym kanalizacji, ilością wody użytej i odprowadzone do kanalizacji, technologią oczyszczania ścieków oraz standardem życia mieszkańców danego obszaru. Należy tu zaznaczyć, że nie istnieje jednolita charakterystyka osadów ściekowych, gdyż ich właściwości są różne dla każdej z miejscowości i dodatkowo mogą się zmieniać w cyklach rocznych, miesięcznych a nawet dobowych. Ze względu na dużą skuteczność współczesnych technologii oczyszczania ścieków można założyć, że praktycznie cała ilość niesionych w ściekach zanieczyszczeń jest przetwarzana na biomasę w postaci osadu. Oznacza to, że każda oczyszczalnia ścieków zmuszona jest uwzględniać w swoim bilansie masę ładunku zanieczyszczeń na wejściu oraz osadów ściekowych na wyjściu. Wymusza to konieczność właściwego zagospodarowania generowanych osadów ściekowych. O możliwości zagospodarowania osadów decyduje w pierwszej kolejności technologia stosowana w danym obiekcie. W przypadku obiektów dopiero budowanych lub modernizowanych konieczne jest określenie kierunku zagospodarowania osadów jeszcze przed rozpoczęciem prac. Błędne założenia na etapie projektowym mogą się przełożyć na generowanie przez oczyszczalnie dużych ilości osadów ściekowych nie nadających się do przetworzenia ani zagospodarowania. Jest to szczególnie istotne z uwagi na ograniczone możliwości ich składowania.

1. PRZEGLĄD LITERATURY

1.1. Osady ściekowe – aspekty prawne

Z punktu widzenia prawnego, tj. Dyrektywy Rady Europejskiej 86/278/EWG z 12 czerwca 1986 roku zakłada, że osadami są:

- Osady powstałe po oczyszczeniu ścieków z gospodarstw domowych oraz ścieków komunalnych oraz ścieki o składzie zbliżonym do w/w ścieków pochodzące z innych oczyszczalni ścieków.
- Osady z szamb, dołów gnilnych itp. instalacji przeznaczonych do oczyszczania ścieków.
- Osady z oczyszczania ścieków innych niż w/w.

Według tej samej dyrektywy, za osad oczyszczony uznaje się osad poddany przeróbce biologicznej, chemicznej, cieplnej lub innemu procesowi zmniejszającego jego podatność na fermentację i potencjalne zagrożenie dla ludzkiego zdrowia [1].

W świetle Dyrektywy Unijnej 91/271/EWG z 21 maja 1991 osadem ściekowym jest każdy osad komunalny pochodzący z oczyszczalni ścieków komunalnych bez względu na jego stopień oczyszczania. Definicja dotyczy również osadów całkowicie nieoczyszczonych [2].

W roku 2008 wg Dyrektywy 2008/98/WE rozszerzono definicję osadu ściekowego uznając za niego każdą substancję lub przedmiot, których pozbywa się, zamierza pozbyć lub też został zobowiązany do pozbycia się podmiot posiadający [3]. Identyczna definicja osadu ściekowego figurują w Ustawie z 14 grudnia 2012 o odpadach tj. Dz. U. z 2018r. poz. 992. Według tej ustawy zastosowanie osadów ściekowych obejmują ich rozproszanie na powierzchni ziemi lub też wprowadzenie do gleby. W latach tych Dziennik Ustaw nie zakładał ich energetycznego zastosowania [4]. Dopiero w 2015 Ustawa z 7 czerwca, Dz. U z 2018r. poz. 1269, wspomina o energetycznej roli osadów ściekowych wykorzystywanych w postaci biogazu, gdzie za biogaz uważa się gaz pozyskany z biomasy ze specjalnym uwzględnieniem przeróbki odpadów zwierzęcych i roślinnych zarówno z oczyszczalni ścieków jak i ze składowisk odpadów. Treść ustawy wyodrębnia również pojęcie biogazu rolniczego oraz definiuje biomasy [5].

1.1.1. Definicje pojęć w literaturze i aktach prawnych

Poza ustawami obowiązującymi w Polsce oraz Unii Europejskiej problematyka osadów ściekowych jest również definiowana przez literaturę specjalistyczną bazującą na definicjach innych niż te w aktach prawnych. Tutaj osady ściekowe definiuje się jako fazę stałą pochodzenia organiczno-mineralnego wyodrębnioną ze ścieków i zawsze towarzyszącą procesom oczyszczania ścieków. Mogą być również określane jako mieszanina wody i części stałych oddzielonych od ścieków różnego rodzaju zarówno w wyniku naturalnych jak i sztucznych procesów. Według literatury specjalistycznej osady surowe to osady pochodzące bezpośrednio z procesu oczyszczania ścieków i nie poddane żadnej przeróbce [1, 27, 49]. Tym samym osad surowy jest podatny na procesy fermentacji i gnicia, jest również uciążliwy dla człowieka ze względu na wydzielanie nieprzyjemnego, często silnego, zapachu. Literatura definiuje również pojęcie osadów wstępnych oraz wtórnych. Osady wstępne są wynikiem sedymentacji w osadniku wstępnym zawieszin niezatrzymanych w piaskownikach [49]. Mogą być pochodzenia organicznego bądź mineralnego. W przypadku osadów wtórnych mamy do czynienia z osadami oddzielonymi w osadnikach wtórnych po biologicznych procesach oczyszczania z udziałem osadu czynnego lub też złóż biologicznych [6]. Literatura wyróżnia również osady recyrkulowane w postaci osadów wtórnych zawróconych do reaktora biologicznego oraz osady nadmierne będące efektem przyrostu biomasy mikroorganizmów podczas procesu oczyszczania [7, 8]. Dodatkowo wyróżnia się osady mieszane będące połączeniem osadów wstępnych oraz wtórnych [6].

Właściwości osadów takie jak wysoka zawartość substancji organicznych przy jednoczesnym wysokim uwodnieniu połączonym z potencjalną zawartością organizmów chorobotwórczych wymuszają ich przeróbkę celem dalszego wykorzystania. Przeróbka może obejmować odwodnienie, sterylizację oraz stabilizację. W wyniku przeróbki osadów ściekowych można uzyskać:

- osady zagęszczone – po procesie zagęszczania,
- osady przefermentowane, czyli stabilizowane beztlenowo, do poziomu redukcji frakcji organicznej w granicach 40-50%,
- osady stabilizowane tlenowo – mineralizacja do momentu wyraźnego spadku ilości mikroorganizmów i zapotrzebowania na tlen,
- osady odwodnione – poddane procesom usuwania wody,

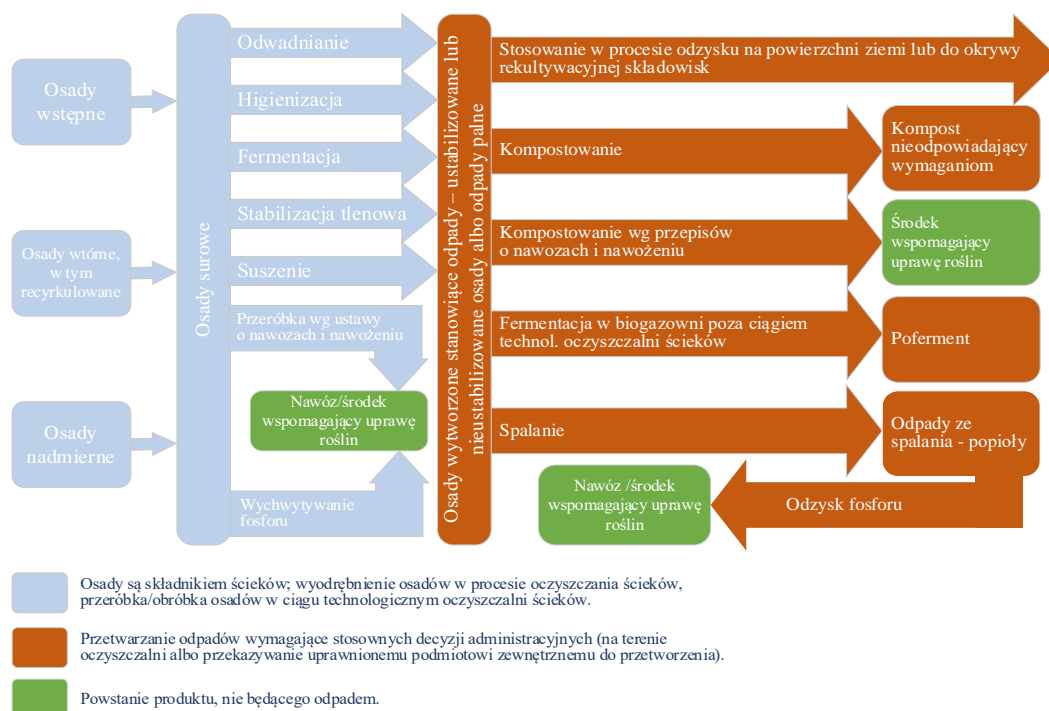
- osady zhygienizowane – osady wysterylizowane z organizmów chorobotwórczych,
- osady wysuszone – osady ściekowe poddane procesom suszenia [6, 8].

Definicją stabilizacji jest przemiana materii organicznej w nieorganiczną na drodze mineralizacji lub też jej przejście do formy bardzo słabo rozkładanej. Jako techniczną granicę stabilizacji przyjmuje się spadek zawartości frakcji organicznej o co najmniej 38% wartości pierwotnej w osadach ściekowych. Sam poziom stabilizacji można również sprowadzić do zawartości masy organicznej w osadach poddanych stabilizacji. Według standardów niemieckich można wyróżnić następujące poziomy:

- Osad nieustabilizowany – zawartość suchej masy organicznej powyżej 65%, osad podatny na procesy gnilne (mineralizacja),
- Osad słabo ustabilizowany – 60-65% suchej masy,
- Osad ustabilizowany – 55-60% suchej masy,
- Osad dobrze ustabilizowany – poniżej 55% suchej masy [6, 7, 8].

Normy niemieckie opierają się na przyjętej średniej zawartości substancji organicznych w osadach ściekowych na poziomie 75%. Spadek zawartości substancji organicznych do poziomu 65% oznacza w tym wypadku redukcję o 38% będącą wartością definiowaną. Sama stabilizacja może być efektem procesów biologicznych, chemicznych lub też termicznych [8].

Ze względu na różnicę w definicjach prawnych oraz definicjach technicznych może dochodzić do różnej interpretacji przepisów. W celu uniknięcia tego typu sytuacji konieczne jest rozstrzygnięcie czy osady stanowią integralną część ścieków czy też są odpadami i podlegają przetwarzaniu w myśl przepisów o odpadach [6].



Rys.1. Schemat przeróbki osadów w oczyszczalni ścieków oraz procesów przetwarzania komunalnych osadów ściekowych jako odpadów [6].

Schemat przedstawiony na rysunku 1 pozwala na zobrazowanie zagospodarowania osadów ściekowych w świetle definicji z przepisów polskich, unijnych oraz literatury technicznej.

1.1.2. Unijne akty prawne w zakresie komunalnych osadów ściekowych

Osady ściekowe pochodzenia komunalnego podlegają dyrektywie Parlamentu i Rady Europejskiej 2008/98/WE z 19 listopada 2008 w sprawie odpadów. Jest to tak zwana ramowa dyrektywa określająca zasady gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi od chwili w której są one zakwalifikowane jako odpady i podlegają tym samym mechanizmom postępowania. W praktyce oznacza to, że w pierwszej kolejności wdrażane są procedury mające na celu ograniczenie ich powstawania. W dalszej kolejności są recykling i odzysk energii, a na końcu łańcucha procedur metody unieszkodliwiania, które stanowią najmniej korzystne rozwiązanie [3]. Należy tutaj zaznaczyć, że dyrektywa ta obejmuje tylko komunalne osady ściekowe spełniające definicję odpadu, co przedstawia rysunek 1.

Zagospodarowanie osadów ściekowych regulowane jest przez dyrektywę Rady Europejskiej 86/278/EWG z 12 czerwca 1986. Dotyczy ona wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie w aspekcie ochrony środowiska i wprowadza ograniczenia ich

rolniczego oraz przyrodniczego wykorzystania. Jednocześnie promuje ona wykorzystanie osadów w rolnictwie przy równoczesnym zapobieganiu potencjalnie niebezpiecznemu oddziaływaniu osadów na zdrowie ludzi oraz środowisko. Osady przeznaczone do wykorzystania w rolnictwie muszą spełniać wymagania jakościowe m.in. posiadać dopuszczalną zawartość metali ciężkich [1].

Z kolei termiczne przekształcanie osadów ściekowych jest regulowane przez dyrektywę 2010/75/UE z 24 listopada 2010 w sprawie energii przemysłowych. Główny cel dyrektywy to zapobieganie oraz ograniczanie ujemnych skutków wynikłych ze spalania lub współspalania odpadów. Obejmuje to również problematykę spalania osadów ściekowych oraz ich termicznego przekształcania [9].

Osady ściekowe są dodatkowo uwzględnione w dyrektywie 2009/28/WE z 23 kwietnia 2009 roku dotyczącej promowania energii ze źródeł odnawialnych. W jej świetle do źródeł odnawialnych zalicza się komunalne osady ściekowe kwalifikowane jako biomasa [10].

Prawo unijne obejmuje również składowanie odpadów wg dyrektywy 99/31/WE z 26 kwietnia 1999, która wprowadza ograniczenia w składowaniu odpadów włączając w to komunalne osady ściekowe. Wymusza to rozwój innych metod ich zagospodarowywania [11].

1.1.3. Polskie przepisy prawne

Poza przepisami Unii Europejskiej, gospodarka osadami ściekowymi jest również regulowana przez ustawodawstwo krajowe. Osady ściekowe zakwalifikowane jako odpady są regulowane przez Ustawę o odpadach z 14 grudnia 2012. Według niej osady ściekowe nie stanowią ścieków ani też biomasy, są za to traktowane, po odwodnieniu, jako szczególna kategoria odpadów. Tym samym osad stanowi odpad, którego posiadacz jest zobowiązany się pozbyć we własnym zakresie lub przekazać do innej instalacji. Należy jednak zaznaczyć, że przekazanie osadów ściekowych innemu podmiotowi nie jest klasyfikowane jako pozbycie się ich. W przypadku samodzielnego zagospodarowania osadów przez ich wytwórcę obowiązują identyczne zasady jak w przypadku innych odpadów, w tym zezwolenie na przetwarzanie odpadów. Ponieważ osady w przypadku oczyszczalni ścieków stanowią odpad, oczyszczalnia musi posiadać plan ich zagospodarowania, w tym ograniczania ich ilości oraz zapobiegać ich negatywnemu oddziaływaniu na środowisko. Priorytetem zagospodarowania odpadów jest odzysk.

Unieszkodliwianie odpadów następuje w momencie, gdy odzysk jest nieopłacalny lub niemożliwy [12].

Przed jakimkolwiek zagospodarowaniem osadów ściekowych powinno się je zakwalifikować do odpowiedniej grupy. Według Rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz. U. z 2014r. poz. 1923) klasyfikacja osadów jest wykonywana przez ich wytwórcę. Można tutaj wyróżnić następujące grupy:

- Ustabilizowane komunalne osady ściekowe. Są to osady poddane stabilizacji biologicznej, chemicznej, termicznej lub też innym procesom zmniejszającym ich podatność na zagniwanie. Wg rozporządzenia są one oznaczone kodem 19 08 05.
- Inne niewymienione odpady. Klasyfikują się tutaj osady ściekowe nie poddane procesowi stabilizacji. Kod klasyfikacji: 19 08 99.
- Inne niewymienione odpady z tlenowego rozkładu odpadów stałych. Grupa, oznaczona kodem 19 05 99 zawiera osady poddane obróbce biologicznej, ale nieustabilizowane.

W przypadku osadów ściekowych, w których stwierdzono zawartość niebezpiecznych substancji, których nie można usunąć z osadu, są one kwalifikowane do odrębnej grupy jako „odpady organiczne zawierające substancje niebezpieczne” i oznaczone kodem 16 03 05.

Osady ze ścieków komunalnych mogą być również przeznaczone do produkcji kompostu bez względu na ich stabilizację. W tym wypadku kompost może być również sklasyfikowany jako odpad w sytuacji, gdy nie spełnia wymagań. Zostaje wtedy oznaczony kodem odpadu: 19 05 03, czyli „kompost nieodpowiadający wymaganiom”. Zagospodarowanie takiego kompostu nie jest jednak określone przepisami odnośnie komunalnych osadów ściekowych mimo, iż osady te mogą stanowić jego dominujący składnik [13].

Osady ściekowe, bez względu na stabilizację, mogą być również przeznaczone do produkcji biogazu. Pozostałości po procesie fermentacyjnym są klasyfikowane jako „inne niewymienione odpady” o kodzie 19 06 99.

Przeróbka osadów ściekowych może również obejmować suszenie bezpośrednio na samej oczyszczalni ścieków, bezpośrednio w ciągu technologicznym. Po uzyskaniu odpowiedniego stopnia wilgotności oraz określeniu innych parametrów fizykochemicznych powstający odpad może być klasyfikowany jako:

- „19 02 10 – odpady palne inne niż wymienione w 19 02 08 lub 19 02 09” lub

- „19 12 10 – odpady palne (paliwo alternatywne)”.

Analogicznie jak w przypadku kompostowania dalsze zagospodarowanie odpadów palnych nie jest już określane w przepisach odnośnie gospodarowania komunalnymi osadami ściekowymi [11].

Dalszym etapem przeróbki osadów ściekowych jest ich termiczne przekształcenie w samej oczyszczalni lub też z wykorzystaniem innych podmiotów zewnętrznych. W świetle Rozporządzenia Ministra Środowiska po przekształceniu termicznym można wyróżnić:

- Popioły lotne, zawierające w swoim składzie substancje niebezpieczne; oznaczone kodem 19 01 13,
- „Popioły lotne inne niż wymienione w 19 01 13; o kodzie 19 01 14,
- „Odpady stałe z oczyszczania gazów odlotowych” – 19 01 07,
- Odpady z pirolizy odpadów niebezpiecznych – 19 01 17,
- Odpady z pirolizy innych odpadów niż w/w – 19 01 18 [13].

Identycznie jak w przypadku kompostu i odpadów palnych, dalsze zagospodarowanie popiołów lotnych nie podlega wytycznym prawnym rozporządzenia Ministra Środowiska o komunalnych osadach ściekowych.

W przypadku zagospodarowania osadów ściekowych na powierzchni ziemi lub też ich wprowadzania do gleby również mamy do czynienia z regulacją prawną Ustawy o odpadach, która w zależności od składu fizyko-chemicznego osadów pozwala na:

- Wykorzystanie osadów ściekowych ze ścieków komunalnych w rolnictwie do uprawy płodów rolnych przeznaczonych do obrotu handlowego w celach konsumpcyjnych lub też produkcji pasz.
- Uprawę roślin przeznaczonych do produkcji kompostu lub też biomasy energetycznej.
- Uprawę roślin nieprzeznaczonych do celów konsumpcyjnych oraz paszowych.
- Rekultywację terenów, z gruntami ornymi włącznie.
- Dostosowanie terenów od potrzeb planów gospodarki przestrzennej, zabudowy itp.

Warunkiem zastosowania komunalnych osadów ściekowych w wyżej wymienionych celach jest dopuszczalna zawartość metali ciężkich w osadach oraz obecność bakterii *Salmonella* i żywych jaj pasożytów układu pokarmowego. Rozporządzenie zawiera

również dopuszczalny poziom zawartości metali ciężkich w powierzchniowej warstwie gruntu przeznaczonego do zastosowania osadów ściekowych [14].

Jednocześnie posiadacz osadów ściekowych jest zobligowany na bieżąco prowadzić ewidencję osadów pod kątem ilościowym i jakościowym zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 12 grudnia 2014, tj. Dz. U. z 2014r., poz. 1973 [15].

W przypadku składowania osadów ze ścieków komunalnych mogą być one składowane na składowiskach odpadów w przypadku spełnienia kryteriów określonych przez ustawę o odpadach z 16 lipca 2015, która określa kryteria dopuszczania do składowania osadów stabilizowanych z uwzględnieniem następujących parametrów:

- Zawartość węgla organicznego do 5% suchej masy osadów,
- Dopuszczalna strata masy przy prażeniu do 8% suchej masy osadów,
- Ciepło spalania nie większe niż 6 MJ/kg suchej masy.

W praktyce oznacza to całkowity brak możliwości składowania nieprzetworzonych osadów ściekowych od dnia 1 stycznia 2016 roku.

Odrębną kwestią jest wykorzystanie osadów ściekowych i ich pochodnych w roli nawozów i innych substancji stymulujących wzrost lub kwitnienie roślin. Odbywa się to wg wytycznych ustawy z 10 lipca 2007 o nawozach i nawożeniu [16] oraz Rozporządzenie Ministra Rolnictwa z 18 czerwca 2008 [17].

1.2. Właściwości osadów ściekowych

Osady ściekowe charakteryzują się wysoką zawartością wody – w przypadku osadów surowych może sięgać ponad 99% i 55% dla osadów odwodnionych. Osady w stanie wysuszonym posiadają poniżej 10% wody. Osady ściekowe odznaczają się wysoką zawartością rozkładalnych biologicznie związków organicznych, których zawartość w osadach surowych sięga do 75% suchej masy osadów. W skład suchej masy osadów ściekowych wchodzi również do 7% związków azotowych [18]. Dodatkowo w osadach ściekowych występują metale ciężkie, których zawartość jest uzależniona od miejsca poboru osadów. Wyższą zawartością metali ciężkich charakteryzują się osady z dużych oczyszczalni zlokalizowanych na obszarach silnie uprzemysłowionych [18, 19]. Standardowo osady ściekowe zawierają niewiele organicznych substancji uznawanych za niebezpieczne. Stopień zagrożenia sanitarnego jest mocno zróżnicowany dla różnych rodzajów osady. Za potencjalnie najbardziej niebezpieczny uznawany jest osad surowy

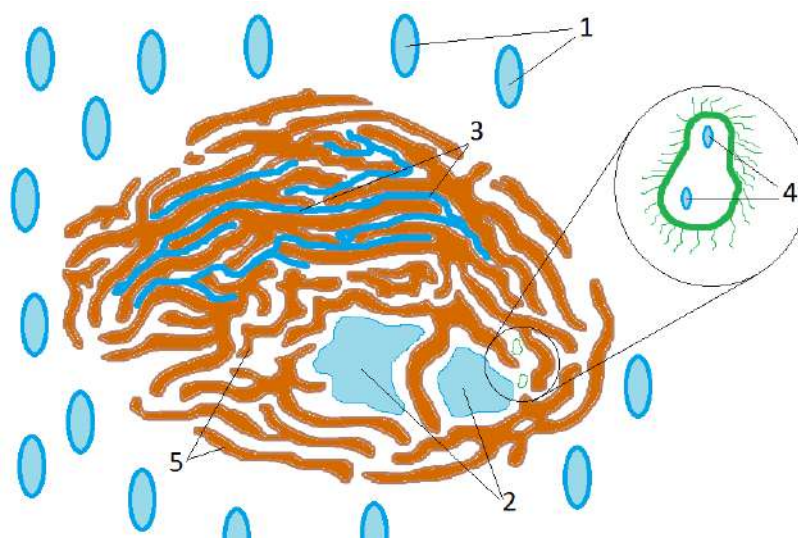
wstępny [18]. Do pełnego określenia właściwości osadów ściekowych wymagane jest wykonanie około 150 oznaczeń. Poszczególne oznaczenia różnią się między sobą dokładnością oraz poziomem ważności. Jednocześnie w przypadku konkretnego procesu przerabiania osadów ściekowych pełna liczba oznaczeń nie musi być wykonywana [20]. W niektórych przypadkach osady mogą być scharakteryzowane już poprzez swój wygląd czy zapach. Przykładowo ścieki komunalne w postaci surowej odznaczają się szarą lub brudnożółtą barwą, obecnością skrawków rozmiękłego papieru, ekskrementów oraz resztek żywności oraz ostrym i wysoce nieprzyjemnym zapachem; osady przefermentowane mają czarną barwę i zapach smoły a osady stabilizowane tlenowo barwę brązową i ziemisto-stęchły zapach [21].

Same osady ściekowe są mieszaniną wielofazową, jednak dla uproszczenia traktuje się je jako mieszaninę dwufazową w postaci ciał stałych zawieszonych w wodzie [18]. Wysoki stopień uwodnienia osadów przekłada się na problemy techniczne związane z ich dalszym przekształcaniem. Problem dotyczy w największym stopniu kwestii ich termicznego przetwarzania. Zwiększenie udziału ciepła utajonego w bilansie energetycznym spalin przekłada się na ich niższą temperaturę, co może utrudniać proces spalania i właściwe odprowadzanie spalin np. do urządzenia oczyszczającego. Dodatkowym problemem może być wysoka wilgotność spalin sprzyjająca się wykraplaniu wilgoci i przyspieszaniu korozji urządzeń bądź przewodów spalinowych [19]. Osady ściekowe pochodzące z różnych urządzeń oczyszczających odznaczają się różnymi poziomami uwodnienia. Osady pochodzenia organicznego najczęściej zawierają 85 – 99% wody, z kolei osady pochodzenia mineralnego charakteryzują niższą zawartość wody tj. uwodnienie rzędu 50 – 70% [18]. Tym samym, aby móc spalać lub przetwarzać osady ściekowe, należy je pozbawić możliwie największej ilości wody przed poddaniem dalszej obróbce. Woda w osadach występuje w czterech „stanach” (rys. 2):

- woda wolna, niezwiązana z cząstkami stałymi osadów ściekowych;
- woda koloidalna zgromadzona wewnątrz struktury kłaczków;
- woda kapilarna, związana głównie przez siły adhezyjne
- woda hydratacyjna, czyli związana biologicznie przez organizmy żyjące w osadach ściekowych [19].

Należy tutaj podkreślić, iż niektóre źródła literaturowe wyszczególniają nawet osiem rodzajów wody mogących występować w osadach ściekowych. Udział poszczególnych „stanów” w komunalnych osadach ściekowych zależy od wielu czynników. Decyduje

o tym przede wszystkim skład samych ścieków, zastosowane na nich metody oczyszczania oraz kolejność podjętych metod oczyszczania. Występowanie danego „stanu” wody ma kluczowe znaczenie w doborze metod osuszania osadów oraz efektywności tego procesu. Definiuje także ewentualną przydatność osadów do dalszego zagospodarowania.



Rys. 2. Woda występująca w osadach ściekowych: 1 – woda wolna. 2 – woda koloidalna, 3 – woda kapilarna, 4 – woda hydratacyjna (w komórkach mikroorganizmów), 5 – struktura kłaczków [19].

Ogromne znaczenie dla procesów odwadniania ma zawartość wody hydratacyjnej z uwagi na trudności w jej usunięciu. Spowodowane jest to wysokim stopniem uwodnienia komórek mikroorganizmów występujących w osadach oraz dużymi siłami wiążącymi wodę w komórkach. W praktyce nie jest możliwe całkowite usunięcie wody hydratacyjnej z osadów, a nawet częściowe jej usunięcie wymaga zastosowania metod termicznych lub chemicznych umożliwiających przerwanie lub całkowite usunięcie błony komórkowej z komórek mikroorganizmów [19]. Woda kapilarna również stanowi znaczący odsetek całkowitej wody w osadach ściekowych. Wynika to z faktu, że około połowa cząsteczek organicznych występujących w osadach to tzw. koloidy – głównie celuloza, skrobia czy proste białka wiążące wodę siłami kohezyjnymi [22]. Grupy białek, glukozy i skrobi przyczyniają się do tworzenia mostków między wodą kapilarną, a hydratacyjną. Wodę kapilarną usuwa się praktycznie wyłącznie przy zastosowaniu metod termicznych. Dodatkowo należy tu zaznaczyć, że efektywność odwadniania zależy nie tylko od samej ilości wody a również od wzajemnego stosunku udziału wody kapilarnej i hydratacyjnej w osadzie. Podobnie na proces odwadniania wpływa udział wody związanej chemicznie w składnikach osadu pochodzenia organicznego oraz

nieorganicznego [19]. Gęstość stałych cząstek w osadach ściekowych wynosi 1,05 – 1,5 kg/m³ osadu. Rodzaj cząstek stałych, ich struktura oraz gęstość wpływają na gęstość osadu ściekowego oraz jego uwodnienie. Sama gęstość osadu wzrasta wraz ze wzrostem gęstości frakcji stałej oraz ze spadkiem uwodnienia osadu [18].

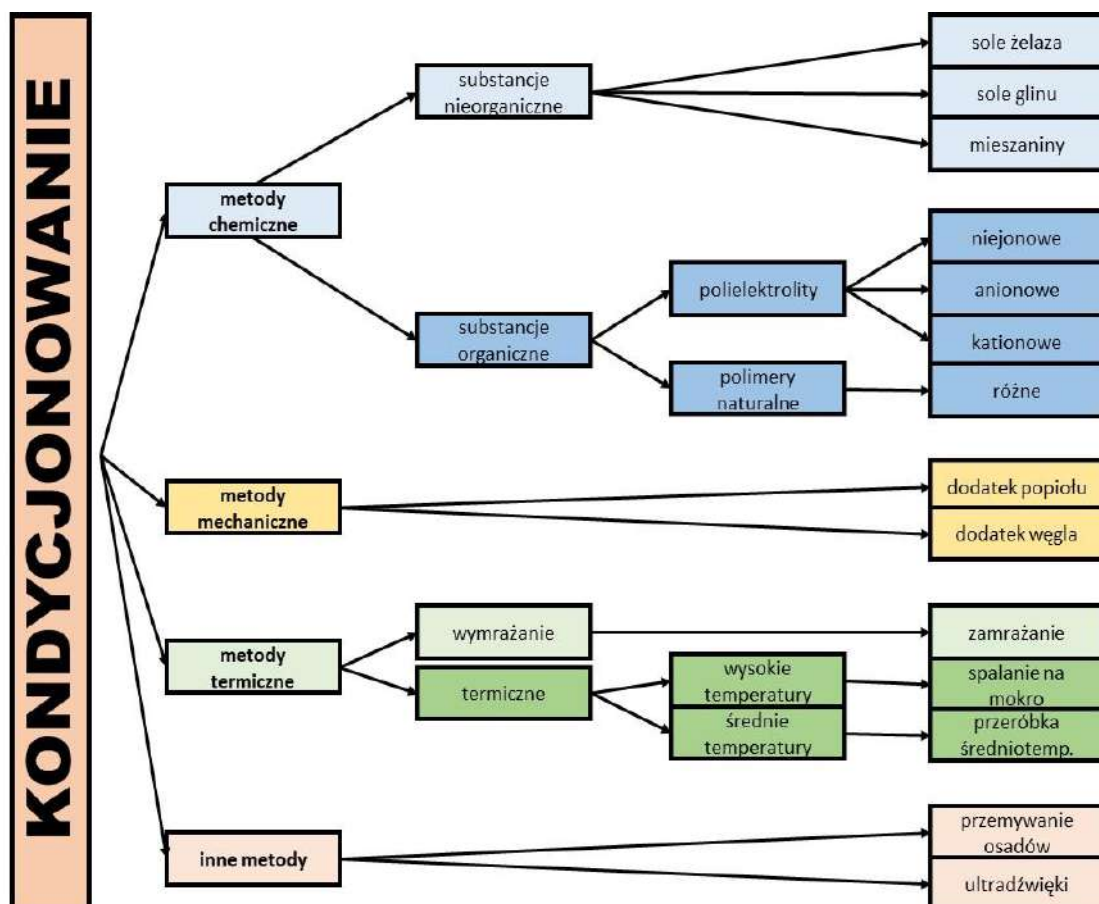
Skład osadów ściekowych jest zmienny i ściśle uzależniony od rodzaju ścieków z których pochodzi. Dodatkowo skład osadu może zmieniać się pod względem ilościowo-jakościowym w czasie, np. osad z danej oczyszczalni zmienia swój skład w ciągu roku. Same oczyszczalnie ścieków najczęściej nie prowadzą badań osadów. Dodatkowo te które to robią ograniczają się do kwestii pH, uwodnienia, zawartości związków organicznych i mineralnych oraz wskaźników określających procesy fermentacyjne osadu. Zawartość substancji organicznych oraz azotu i fosforu określa przydatność osadu ściekowego jako nawozu. Jednocześnie składniki „nawozowe” występują w większych ilościach w osadach nieodwodnionych. Dla osadów tych zawartość substancji organicznej osiąga 36 – 80%, a azotu 0,3 – 6%. Zawartość tlenu wapnia w osadzie może sięgać 10% a magnezu do 1,8%. Zawartość metali ciężkich w osadach może stanowić zarówno ich walor jak i przeszkodę w dalszym zagospodarowaniu. Wynika to z faktu, że wśród metali ciężkich znajdują się ważne biologicznie mikroelementy oraz składniki trujące i niepożądane w środowisku. Wśród nich mogą się również znajdować składniki niebezpieczne jak rtęć, kadm, ołów czy chrom. Podwyższona zawartość składników niebezpiecznych występuje w osadach pochodzących ze ścieków z przemysłu metalurgicznego czy chemicznego [23].

Kolejnym aspektem związanym z osadami ścieków komunalnych jest ryzyko zagrożenia sanitarnego związane z występowaniem w osadzie organizmów chorobotwórczych. Niebezpieczeństwo zakażenia środowiska jest więc istotną kwestią określającą dalsze potencjalne wykorzystanie osadów. W praktyce oznacza to, że osad o dobrych właściwościach chemicznych i własności glebotwórczej może nie zostać wykorzystany z uwagi na obecność licznych mikroorganizmów, wśród których mogą kryć się gatunki patogenne. Dotyczy to głównie osadów ustabilizowanych, ale nie poddanych procesowi higienizacji. Jednocześnie należy zaznaczyć, że najczęściej stosowane metody przeróbki osadów ściekowych nie dają produktu w 100% bezpiecznego sanitarnie [18]. W przypadku osadów ścieków komunalnych z rejonów miejskich mamy do czynienia z największą różnorodnością gatunkową mikroorganizmów a tym samym najwyższym potencjalnym zagrożeniem sanitarnym. Wynika to z faktu, iż osady pochodzą z dużej liczby gospodarstw domowym przez co

rośnie prawdopodobieństwo wystąpienia w osadzie organizmów patogennych pochodzących od osób chorych lub nosicieli. Dodatkowo dochodzą tutaj ścieki pochodzące ze szpitali, rzeźni, składowisk odpadów oraz innych źródeł. Wszystkie te organizmy są wydzielane w oczyszczalniach ścieków w procesie oczyszczania. Wymaga to doboru metod biobójczych pozwalających na dezaktywację bakterii, wirusów, pierwotniaków i ich cyst, jaj robaków pasożytniczych, grzybów oraz drożdży [24].

1.3. Kondycjonowanie osadów

Podatność osadu na odwadnianie jest mocno uzależniona od jego właściwości fizyko-chemicznych. Często w celu poprawy efektywności odwadniania osady ściekowe poddaje się uprzedniemu kondycjonowaniu. Kondycjonowanie może obejmować wiele pojedynczych procesów zarówno fizycznych jak i chemicznych polegających na dodawaniu do osadu określonych związków chemicznych mających wpływ na jego późniejszą odwadnialność (rys. 3).



Rys. 3. Przegląd metod kondycjonowania osadów ściekowych [25].

Działania te ułatwiają usuwanie wody poprzez zmiany na skutek wymuszonego rozpadu kłaczków, zmniejszania porowatości osadu, osłabiania sił adhezyjnych między wodą a osadem lub też na skutek zwiększenia podatności osadu na ściskanie. Kondycjonowanie osadów solami żelaza i glinu pozwala na uzyskanie zamierzonego efektu technologicznego, ale kosztem zwiększenia zawartości tych pierwiastków w osadach. Problem ten dotyczy głównie związków glinu, który, występując w glebie, szczególnie niekorzystnie oddziałuje na organizmy roślinne oraz zwierzęce. Jest to szczególnie ważne w rolnictwie z uwagi na możliwość zanieczyszczenia gleby, w przypadku niewłaściwego wykorzystania lub klasyfikowania osadów ściekowych. Profilaktyką zapobiegawczą może być tutaj regularne badanie odczynu gleby [19]. Osady ściekowe przeznaczone do wykorzystania rolniczego lub energetycznego przed obróbką muszą zostać poddane odwodnieniu, a często również, uprzedniemu kondycjonowaniu. Dotyczy to przede wszystkim osadów czynnych. W ich przypadku wcześniejsze kondycjonowanie wpływa na wzrost efektywności procesów odwadniania osadu. Przy mechanicznym odwadnianiu osadów obecnie do wstępnego preparowania osadów, oprócz tradycyjnych koagulantów stosuje się polielektrolity, stosuje się je w wypadku trudno zagęszczających i odwadniających się osadów przefermentowanych. Prowadzone badania w kraju i za granicą wykazały, że zastosowania polielektrolitów, jak również popiołu czy gipsu w kondycjonowaniu osadów, powoduje poprawę procesu filtracji, poprzez zmiany w ich strukturze [26, 27, 28, 29].

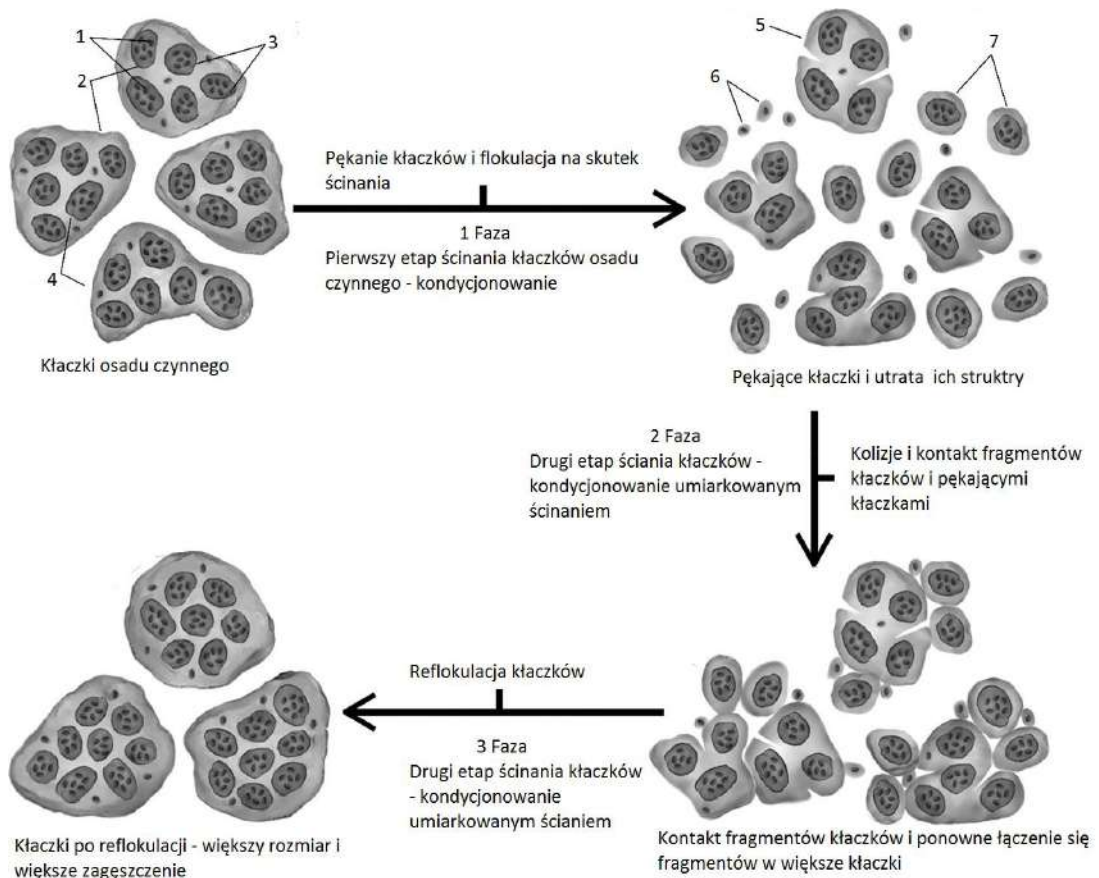
Działania polimerów i polielektrolitów w kondycjonowaniu osadów nie został jeszcze w pełni wyjaśniony. Działanie flokulacyjne w stosunku do osadów wyjaśnia się tworzeniem wiązań wodorowych i elektrostatycznych, rzadziej jonowych, między ich łańcuchami, a powierzchnią cząstek osadów [30]. Stosowane dawki polimerów i polielektrolitów są ogólnie niewielkie i nie przekraczają 15 mg/g s.m. osadów. Natomiast ewentualne przedawkowanie prowadzi do wyraźnego pogorszenia efektów odwadniania osadów. Dodawanie polielektrolitów w małych dawkach nie zwiększają masy osadów w wyniku jego kondycjonowania, jest to wyraźną zaletą tych flokulantów w stosunku do tradycyjnych koagulantów, głównie hydrolizujących soli glinu i żelaza oraz wapna.

Kondycjonowanie mechaniczne polega na dodawaniu do osadów substancji budujących strukturę, takich jak: węgiel, popiół i inne substancje mineralne jest rodzajem chemicznego kondycjonowania [31, 32]. Dużą poprawę w zakresie usuwania wody z osadów uzyskano stosując do ich preparowania zawiesiny węgla i popiołów. Stosowane

jest to ze względu na wyższą gęstość cząstek węgla i popiołów, co zapewnia większą odporność na ścinanie i ściskanie podczas mechanicznego odwadniania.

W termicznej metodzie kondycjonowania osadów ściekowych wykorzystuje się zmianę struktury osadów, osiąganą w wyniku dostarczenia lub odebrania energii cieplnej. Zastosowanie tego sposobu w skali technicznej zalecane jest wówczas, gdy może ono być realizowane w warunkach naturalnych. Sztuczne wymrażanie wykazało, że skuteczność instalacji stosowanych w tym celu jest niewystarczająca, a proces jest energochłonny. Próby kondycjonowania osadu przez jego ogrzewanie wykazały, że metoda ta jest mniej skuteczna od wymrażania oraz energochłonna.

Inne metody (niekonwencjonalne) kondycjonowania to metody związane z wykorzystaniem ultradźwięków [33, 34, 35, 36], fal elektromagnetycznych [37, 38], mikrofal [39, 40], reakcji Fentona [41, 42, 43, 44] oraz innych. Poniżej przedstawiono kilka przykładów niekonwencjonalnych metod kondycjonowania osadów ściekowych przed ich odwadnianiem oraz wpływ na ich efektywność.

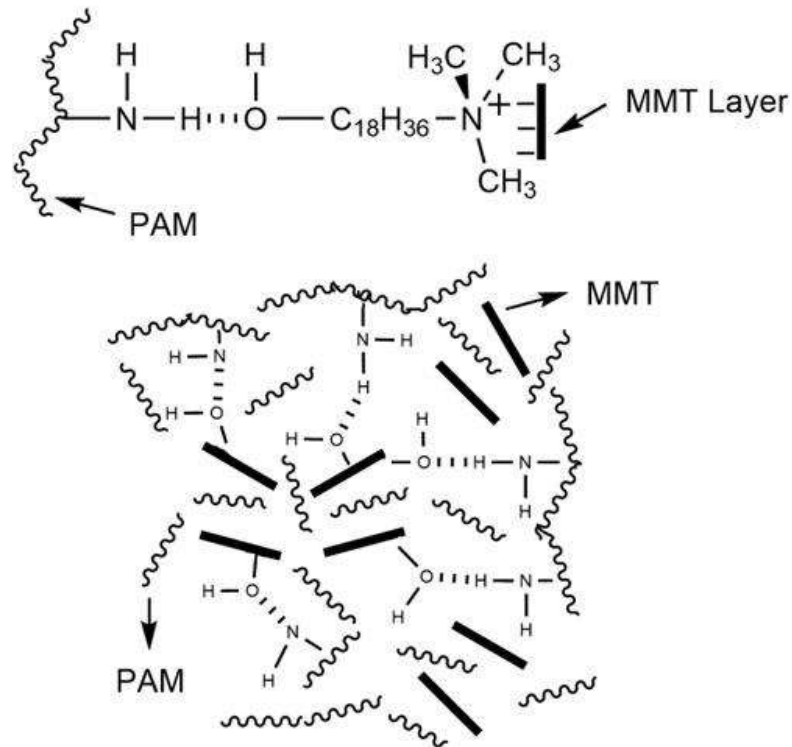


Rys..4. Wizualizacja procesu kondycjonowania czynnego osadu ściekowego metodą „przełamywania-reflokulacji”: 1 – ściśle związane pozakomórkowe substancje polimerowe, 2 – luźno związane pozakomórkowe substancje polimerowe, 3 – mikroorganizmy, 4 – pojedyncze bakterie, 5 – pękający kłaczek osadu, 6 – swobodne fragmenty kłaczka, 7 – fragmenty flokulacyjne [45].

Jednym ze sposobów kondycjonowania osadów jest flokulacja. Przykładem takich działań może być metoda „przełamywania-reflokulacji” badana na Uniwersytecie Technicznym w Harbin. Metoda ta opiera się na dwuetapowym procesie składającym się z rozrywania kłaczków osadu a następnie ich ponownej reflokulacji. Metodę tą charakteryzuje łatwość wdrożenia, brak konieczności dodawania odczynników typowych dla tradycyjnych metod kondycjonowania a co za tym idzie niższy koszt jednostkowy procesu. Badania wykazały również wzrost efektywności odwadniania kłaczków kondycjonowanych tą metodą w porównaniu do osadów kondycjonowanych tradycyjnie. Kłaczkki powstające po reflokulacji były podatniejsze na odwadnianie – czas ssania kapilarnego zmniejszył się o 16,9% w porównaniu do próbki kontrolnej. Jednocześnie dodatek substancji polimerowych w badanym procesie przekładał się na pogorszenie warunków pęknięcia i ponownego łączenia się kłaczków osadu ściekowego [45]. Uproszczoną mechanikę procesu przedstawiono na rysunku 4. Kłaczkki osadu poddane ścinaniu w korzystnych warunkach a następnie reflokulacji osiągały większe rozmiary i charakteryzowały się wyraźnie bardziej zwartą strukturą niż kłaczkki w czynnym osadzie przed procesem kondycjonowania badaną metodą. Metoda ta znacząco wpłynęła na efektywność dalszych procesów odwadniania osadu. Jednocześnie przechowywanie osadu kondycjonowanego metodą „przełamywania-reflokulacji” wykazało, że po 24 godzinach w warunkach beztlenowych zdolność odwadniania osadu ulega pogorszeniu. Tą samą tendencję wykazały procesy kataboliczne mikroorganizmów bytujących w osadzie czynnym. Dodatkowo po okresie 24h zaobserwowano degradację kłaczków do rozmiarów sprzed procesu kondycjonowania. Na kondycjonowany osad negatywny skutek wywierała również duża koncentracja luźno związanych pozakomórkowych substancji polimerowych, która przyczyniała się do ponownej flokulacji powstałych kłaczków osadu.

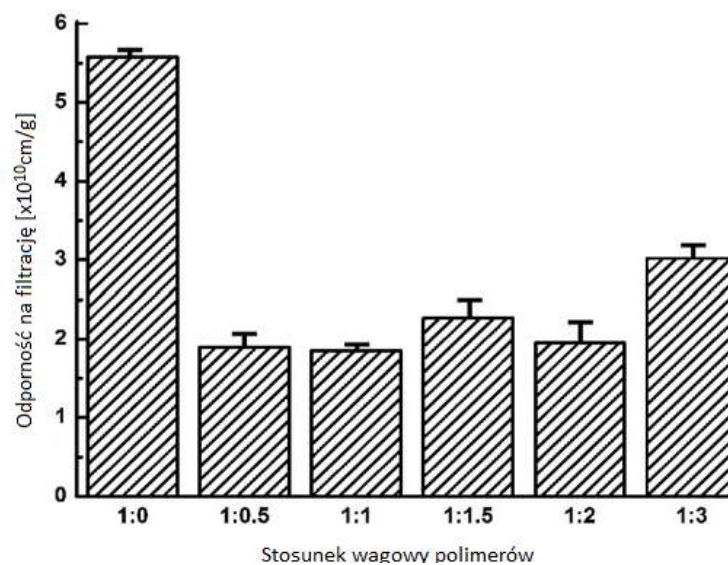
Inną metodą mającą na celu poprawę odwadnialności osadu jest dodatek substancji polimerowych jak poliakryloamid lub montmorylonit. Związki te wpływają na zwiększenie podatności osadu ściekowego na filtrację. Wynika to ze zmniejszenia lepkości osadu ściekowego. W doświadczeniach laboratoryjnych oba polimery dodawano w jednakowych dawkach do osadu ściekowego. Na skutek właściwości adsorpcyjnych montmorylonitu oraz wiążących poliakrylamidu uzyskano wzrost efektywności odwadniania. Kluczowe były tutaj zdolności obu polimerów do wiązania wodoru z otoczenia, w przypadku montmorylonitu efekt wywołany był przez przyłączenie

wodoru do grup $-NH$, w poliakryloamidzie efekt ten wywoływały grupy $-OH$ [64]. Wizualizację przestrzenną wiązania wodoru ukazano na rysunku 5.



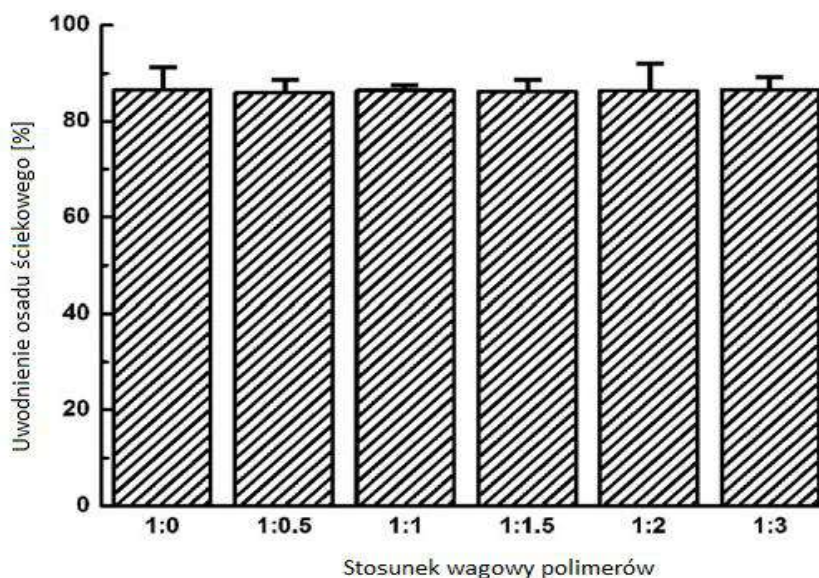
Rys. 5. Wiązanie wodoru przez kompleks poliakryloamidu (PAM) i montmorylonitu (MMT) [46].

W opisywanym doświadczeniu rozpatrywano również wpływ stosunku wagowego poszczególnych polimerów na odporność osadu na filtrację. Wyniki eksperymentu przedstawiono na rysunku 6.



Rys.6. Korelacja między odpornością osadu na proces filtracji a stosunkiem wagowym polimerów (PAM/MMT) [46].

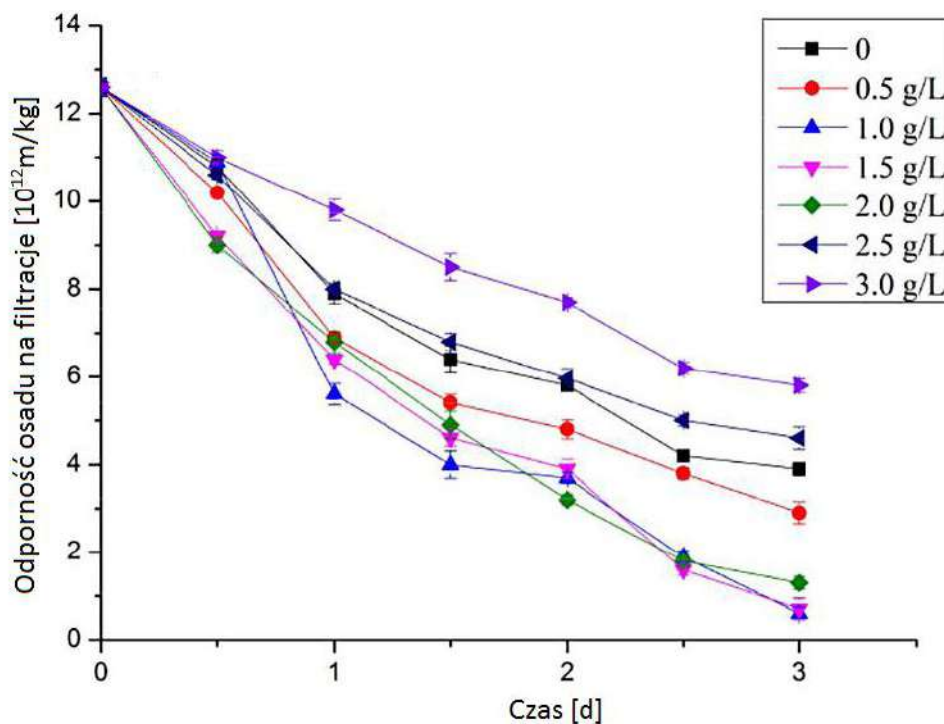
Dodanie montmorylonitu znacznie zwiększyło podatność badanych osadów ściekowych na filtrację w zakresie stosunku wagowego polimerów w mieszance od 1:0,5 do 1:2 (poliaryloamid: montmorylonit). Dawkę poliaryloamidu w eksperymencie stanowił dodatek 0,06 g/dm³ osadu. Jednocześnie należy zaznaczyć, że sam dodatek polimerów nie zmieniał w żaden istotny sposób stopnia uwodnienia osadu (rys. 7) [46].



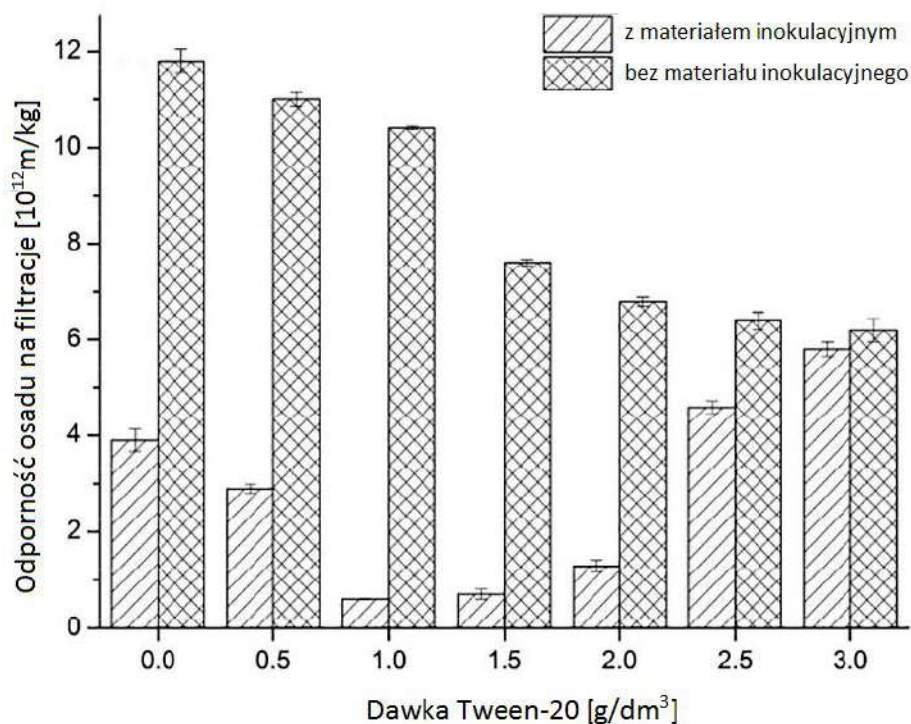
Rys. 7. Korelacja między dodatkiem polimerów o określonym stosunku wagowym a uwodnieniem osadu ściekowego [46].

Na stopień uwodnienia osadów nie miał również wpływu stosunek wagowy dodawanej mieszanki substancji polimerowych. Efektem synergicznym zastosowania obu składników była neutralność ładunku oraz zwiększenie zdolności odwadniania osadu. Badania mikroskopowe wykazały również, że w osadzie kondycjonowanym mieszanką polimerów kłaczkę są większe i trwalsze [46].

Inną substancją dodawaną do osadu w celu jego kondycjonowania jest Tween-20, niejonowy środek powierzchniowo czynny. Jego zadaniem jest zmniejszanie odporności na filtrację osadu, co w konsekwencji prowadzi do wzrostu podatności na odwadnianie. W warunkach laboratoryjnych dodatek Tween-20 towarzyszył procesowi bioługowania osadu. Bioługowanie odbywało się z dodatkiem bakterii *A. ferrooxidans* i *A. thiooxidans* w równych stosunkach objętościowych. Materiał inokulacyjny składał się z 15 ml każdego ze szczepów dla 500 ml roztworu, dodatkowo osad wzbogacono o dawkę środka powierzchniowo czynnego mającego. Badaniu podlegał również osad z dodatkiem Tween-20 bez szczepu mikrobiologicznego. Wyniki badania przedstawiono na rysunku 8 oraz 9 [47].



Rys. 8. Zmiany w odporności osadu ściekowego na odwadnianie w zależności od dawki użytego niejonowego środka powierzchniowo czynnego Tween-20 [47].



Rys. 9. Zmiany w odporności na odwadnianie osadu ściekowego z zaszczepem bakteryjnym oraz bez zaszczepu w zależności od dawki użytego niejonowego środka powierzchniowo czynnego Tween-20 [47].

Wynik badań ukazują, że dawka 1g środka Tween-20 na dm^3 przy 20% udziale zaszczepu bakterii bioługujących spadek współczynnika odporności osadu na filtrację do poziomu

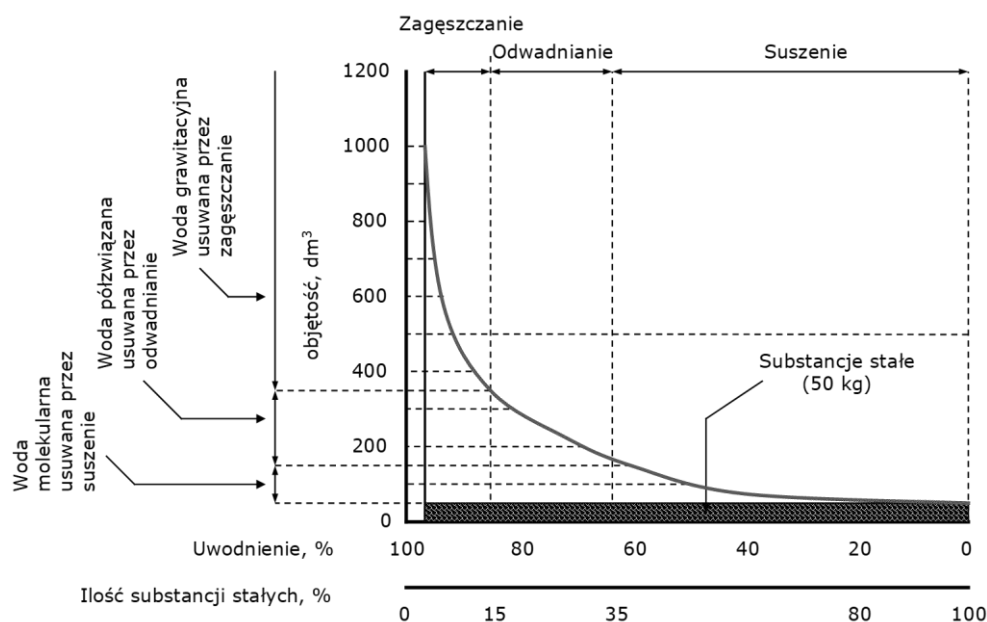
$0,81 \cdot 10^{12}$ m/kg. Próbką kontrolną dla zaszczepu bakteryjnego bez środka Tween-20 osiągała wartości współczynnika do $4 \cdot 10^{12}$ m/kg. Zwiększanie dawki środka powierzchniowo czynnego powodowało ponowny wzrost odporności na odwadnianie. W przypadku osadu nie poddanego zaszczepowi mikrobiologicznemu wartości osiągały $11,8 \cdot 10^{12}$ m/kg dla próbki bez niejonowego środka powierzchniowo czynnego. Najefektywniejszy spadek odporności na filtrację odnotowano przy dawce 3 g środka – do $6,25 \cdot 10^{12}$ m/kg. Wyniki tego badania wskazują, że dodanie odpowiedniej dawki środka Tween-20 do bioługowanych osadów ściekowych jest obiecującą metodą zwiększenia odwadnialności [47].

Kondycjonowanie osadów może być również przeprowadzane pod kątem ich późniejszego wykorzystania rolniczego. Wtedy proces ma na celu pozbawienie ich substancji niebezpiecznych lub też niepożądanych. Dotyczy to głównie metali ciężkich, takich jak m. in. kadm. Badania przeprowadzone w Faisalabadzie [48] miały określić korelacje między temperaturą procesu 135-dniowego starzenia osadu a końcowym stężeniem kadmu oraz wpływem stosowania tak przygotowanego osadu na zawartość materii organicznej w nawożonej nim glebie. Proces prowadzono w temperaturach 22 i 45°C. W wyższej temperaturze procesu starzenia osiągnięto wyższy stopień humifikacji materii organicznej w osadzie oraz efektywniejsze wymianę frakcji kadmu. Wraz z czasem procesu zdolność wymiany frakcji kadmu malała a w konsekwencji spadała też ilość kadmu usuwanego z osadu. W przypadku temperatury 22°C humifikacja materii organicznej przebiegała w mniejszym stopniu. Wymiana frakcji kadmu w związkach chemicznych również przebiegała mniej efektywnie. Jednak czas starzenia osadu nie wpływał szczególnie na proces usuwania kadmu z osadu.

1.4. Odwadnianie osadów ściekowych

Zawartość wody w osadach ściekowych wynosi średnio 95%. Nadmiar wody przeszkadza w utylizacji lub dalszej obróbce osadu. Usunięcie wody jest kluczowe z racji zmniejszenia objętości i masy osadu oraz zwiększenia koncentracji zawartych w nim substancji czy zwiększeniu kaloryczności na jednostkę masy. Proces odwadniania prowadzi się do momentu osiągnięcia przez osady ściekowe zawartości wody maksymalnie 88%. Czasami osady osusza się nawet do 50% uwodnienia [49]. Zakłada się, że odwadnianie osadu jest najdroższym procesem związanym z obróbką osadu, pochłaniającym nawet połowę kosztów całej przeróbki lub utylizacji [50, 51]. Z uwagi,

iż woda występuje w osadach w 4 różnych postaciach, tj. wody wolnej, związanej koloidalnie, kapilarnej oraz związanej biologicznie; odwadnianie wymaga zastosowania odpowiedniego procesu lub szeregu procesów i materiałów [52, 53]. Dobór i długotrwałość poszczególnych metod zależy od dominującego rodzaju wody obecnej w osadzie ściekowym. Dobór procesu oraz jego efektywność w stosunku do osadów o różnym stopniu uwodnienia oraz różniących się głównym rodzajem występującej wody przedstawia rysunek 10 [49].



Rys. 10. Krzywa uwodnienia i zagęszczenia osadów [18, 49].

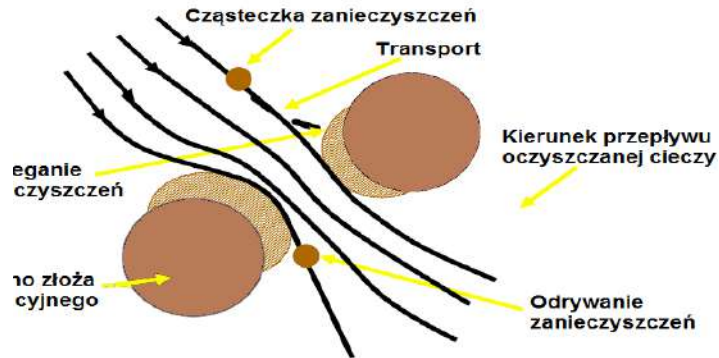
Dodatkowo, stopień uwodnienia osadów określa ich postać fizyczną, co ukazuje tabela 1.

Tabela 1. Wpływ zawartości wody na postać fizyczną osadu [18, 19, 49, 51]

Zawartość wody w osadach, %	Postać osadów	Rodzaj wody
100-96 96-92 92-88	Bardzo ciekły Ciekły Trudno płynący	Woda wolna, grawitacyjna, międzycząsteczkowa
88-80 80-70 70-60 60-50	Papkowaty Ciastowaty Mokrej ziemi Wilgotnej ziemi	Fizycznie półzwiązana, woda kapilarna, woda związana w koloidach
50-30 30-0	Suchej ziemi Pylasty	Woda adsorpcyjna, higroskopijna, biologicznie związana

1.4.1. Filtracja osadów ściekowych

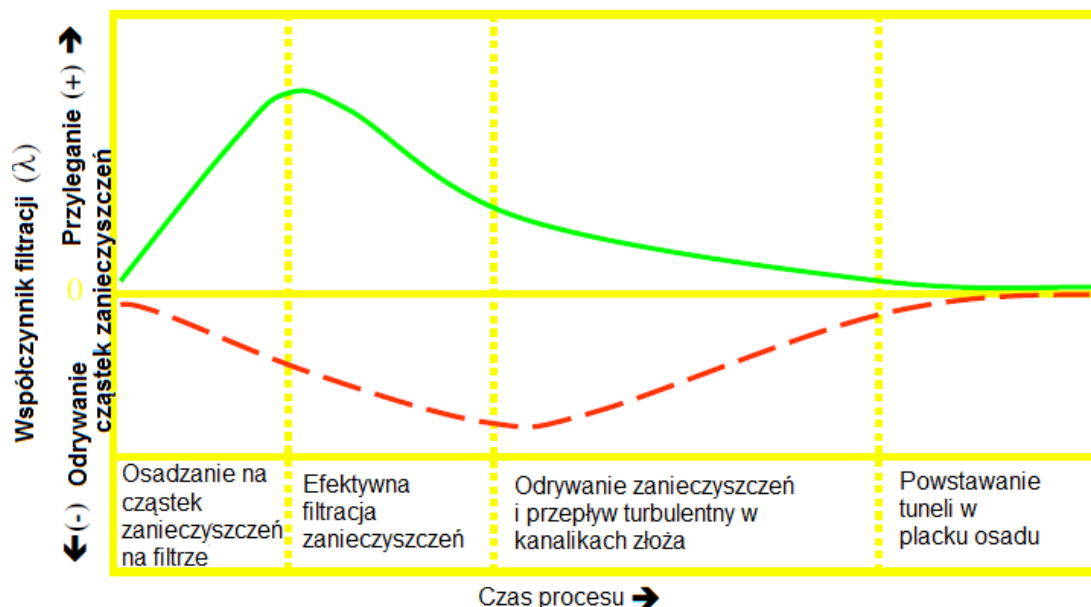
Mechanizm filtracji polega na osiadaniu cząsteczek zanieczyszczeń na elementach przegrody filtracyjnej lub też złoża filtracyjnego w czasie przepływu przez nie zanieczyszczonej cieczy. Wizualizację mechanizmu przedstawiono na rysunku 11.



Rys. 11. Mechanizm filtracji na złożu filtracyjnym [54].

Mechanizm filtracji stanowi przyleganie zanieczyszczeń transportowanych wraz z płynącą oczyszczaną cieczą oraz odrywanie się cząsteczek zanieczyszczeń od ziaren lub włókien przegrody filtrującej. Oderwane cząstki przylegają do dalej położonych ziaren. Ilość cząstek zanieczyszczeń, które przywarły do przegrody filtracyjnej i nie oderwały się na jej ostatniej warstwie stanowi o efektywności procesu filtracji na danym materiale filtracyjnym. Sam przebieg filtracji przedstawiono na rysunku 12. **Błąd! Nie można odnaleźć źródła odwołania..**

Etapy filtracji



Rys. 12. Przebieg procesu filtracji zanieczyszczeń [54].

Początkowa faza filtracji to oblepianie powierzchni przegrody filtracyjnej przez stałe cząsteczki zanieczyszczeń obecne w filtrowanej cieczy. W tej fazie szybko przyrasta grubość placka osadu zgromadzonego na przegrodzie oraz maleje porowatość złoża. W placku osadu powstają kanaliki kapilarne, które przekładają się na wydłużenie drogi pokonywanej przez zanieczyszczoną ciecz w czasie przenikania warstwy filtracyjnej. Tym samym wzrasta efektywność filtracji. Jednocześnie negatywnymi efektami są wzrost ciśnienia przed warstwą filtracyjną, wzrost ciśnienia przebicia złoża oraz spadek prędkości przepływu. Dodatkowo wzrasta liczba cząstek zanieczyszczeń odrywanych od placka i materiału filtracyjnego przez strumień cieczy oczyszczanej. W drugim etapie filtracji przegroda ma największą efektywność w całym ciągu procesu. Placek osadu na przegrodzie lub złożu filtracyjnym jest już stabilny a sam proces przebiega w stosunkowo stałych warunkach. Wraz z czasem tego etapu efektywność filtracji spada. Rośnie za to ilość cząsteczek oderwanych od placka. Koniec etapu sygnalizowany jest przez spadek ciśnienia przed plackiem i wzrost przepływu cieczy przez złożo. Sam przepływ ma charakter turbulentny i wpływa na wzrost liczby cząstek osadu odrywanych od placka oraz przegrody filtracyjnej. Końcem tego etapu jest powstawanie otworów w placku osadu. Ostatnim etapem filtracji jest uszkodzenie placka przez otwory przechodzące przez całą grubość osadu na warstwie filtracyjnej. W etapie tym współczynnik filtracji spada nawet do zera.

Sama filtracja jest procesem złożonym i pomimo licznych badań, trudno wyznaczyć jej jednoznaczny model matematyczny łączący w sobie wszystkie czynniki określające proces. Obecnie prowadzone są badania nad modelem matematycznym poprzez:

- Rozwinięcie funkcji przepływu cieczy przez złożo ziarniste, jak np. funkcji Darcy'ego lub Poisseulle'a;
- Ocenę statystyczną wpływu charakterystyki osadów i parametrów procesu na wybraną, ściśle określoną cechę, np. wilgotność końcową placka na materiale filtracyjnym [18, 49].

W samym modelu matematycznym rozpatrywane są dwie grupy czynników:

- Wewnętrznych – wynikających ze struktury samego złoża oraz ziaren warstwy filtracyjnej. Można tutaj wyróżnić m. in. porowatość, kształt ziarna, ułożenie kanalików między ziarnami, rozkład ciśnienia hydraulicznego w kanalikach.

- Zewnętrznych – oddziałujących na złożę, ale nie pochodzących z materiału filtracyjnego ani też z samej oczyszczanej cieczy. Mogą być to siły wymuszające przepływ, np. grawitacja, ciśnienie na wlocie do urządzenia; lub też parametry samego otoczenia np. temperatura [18, 49, 51].

Celem uproszczenia modelowania procesów filtracyjnych przyjmuje się uśrednioną porowatość, mimo, że ta zmienia się wraz z odległością od przegrody filtracyjnej. Pomiary zmiany porowatości są bardzo trudne, a czasem mogą mieć tak duże wartości, że tworzy się dla nich oddzielne modele matematyczne [49].

W przypadku przeróbki osadów w warunkach rzeczywistych przyjmuje się uproszczone założenia modelowania matematycznego, np. poprzez wykluczenie zjawiska ściśliwości osadów. Jednocześnie należy się tutaj liczyć z ryzykiem wyników odbiegających od rzeczywistości. Kolejnym uproszczeniem zakładanych obecnie modeli matematycznych jest uproszczenie kształtu kanalików złoża. Zakłada się, na potrzeby modelu, że są one prostoliniowe i ustawione całkowicie pionowo, a sam przepływ cieczy przez złożę jest pionowy i laminarny. W rzeczywistości kanaliki te nie mają prostego kształtu, a droga cieczy przez złożę jest dłuższa niż fizyczna grubość samego złoża [54]. W sytuacji takiej prędkość przepływu cieczy w złożu można obliczyć wg wzoru [18]:

$$\frac{dV}{dt} = k * \frac{A}{\eta} * \frac{\Delta p}{H} \quad (1)$$

Gdzie:

k – współczynnik przepuszczalności zbioru ziaren,

A – pole przekroju przepływu,

η – lepkość dynamiczna,

Δp – zmiana ciśnienia,

H – grubość placka osadu.

Równanie to może również przyjmować formę z uwzględnieniem prędkości przepływu „ q ”.

Gdzie obciążenie jednostkowe wyrażane jest wzorem:

$$q = \frac{dV}{dt * A} \quad (2)$$

całość równania przyjmuje zatem formę:

$$\frac{dp}{dH} = \frac{\eta}{k} * q \quad (3)$$

W przypadku filtracji zawiesin o większej gęstości zamiast współczynnika „ k ” stosuje się współczynnik oporu filtracji „ α_0 ”. Współczynnik ten jest wtedy traktowany jako

współczynnik oporu masowego filtracji „ α_m ”. Wyrażany jest w $[l/m^2]$. Stanowi to odwrotność współczynnika „ k ”. Zmienia to postać równania:

$$\frac{dp}{dH} = \alpha_o * \eta * q \quad (4)$$

Należy tutaj zaznaczyć, że zależność między współczynnikiem „ k ” a „ α_m ” określić można za pomocą wzoru:

$$k = \frac{1}{\alpha_m * \rho * (1 - \varepsilon)} \quad (5)$$

Równanie Darcy’ego zakłada, że przepływ cieczy w procesie filtracji przepływa przez całą powierzchnię pola przegrody filtracyjnej. Przepływ ten odbywa się jednak wyłącznie w kanałach pomiędzy ziarnami. Powodują to różnice w przepływie cieczy w czasie filtracji. Dotyczy to zarówno ujęcia ilościowego jak i jakościowego. Wynika to z przepływu cieczy przez przewody kapilarne o zmiennym kształcie oraz kierunku. Z uwagi na ruch cieczy wewnątrz kapilar stosuję się równanie Poisseulle’a [18]. W przypadku ruchu w kapilarze o przekroju kołowym „ r ” oraz wysokości „ H ” równanie przepływu przyjmują formę:

$$\frac{dV}{dt} = \frac{\pi * r^4}{8\eta} * \frac{\Delta\rho}{H} \quad (6)$$

Równanie to może być również zapisane w postaci:

$$\frac{\Delta\rho}{H} = \frac{dV}{dt * \pi * r^2} * \frac{8\eta}{r^2} = q_k * \frac{8\eta}{r^2} \quad (7)$$

gdzie:

Δp – różnica ciśnień między wlotem a wylotem kapilary

q_k – objętościowa prędkość przepływu w odniesieniu do przekroju kapilary.

Wtedy zależność objętościową prędkością przepływu „ q_k ” a prędkością przepływu „ q ” przedstawia się następująco:

$$q_k = \frac{q}{\varepsilon} = \frac{dV}{dt * A * \varepsilon} \quad (8)$$

Ze względu na fakt, iż przekrój kapilary w złożu nie jest idealnie okrągły stosuję się promienia hydraulicznego, który w przypadku kapilary o przekroju kołowym wyrażony jest wzorem:

$$r_h = \frac{r}{2} \quad (9)$$

W przypadku zbioru ziaren o znanej porowatości promień hydrauliczny wyrażony jest w formie równania:

$$r_h = \frac{\varepsilon}{1-\varepsilon} * \frac{1}{S_o} \quad (10)$$

gdzie:

ε – porowatość złoża

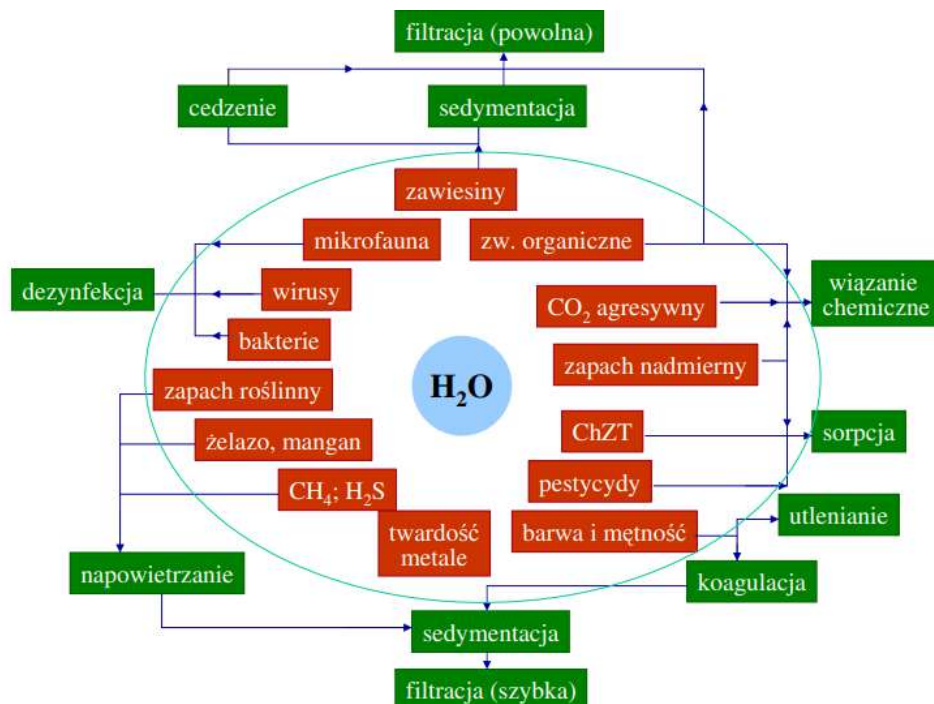
S_o – powierzchnia przekroju zbioru ziaren (złoża) [m^2/m^3]

Wstawiając do równania Poisseulle'a (7), równanie prędkości przepływu (8) oraz równanie promienia hydraulicznego (10) otrzymamy równanie Kozeny:

$$\frac{dV}{A*dt} = \frac{\varepsilon^3}{K*\eta*(1-\varepsilon)^2} * \frac{\Delta\rho}{S_o^2*H} \quad (11)$$

gdzie:

K – stała Kozeny, przyjmuje wartości od 2 do 5 w zależności od kształtu ziaren, porowatości zbioru ziaren (złoża), ukierunkowania kapilar i innych czynników warunkujących właściwości warstwy filtrującej.



Rys. 13. Zastosowanie metod filtracji wg występujących zanieczyszczeń [54]

Filtracja polega na oddzieleniu ciał stałych od cieczy poprzez wykorzystanie przegród o porowatości umożliwiającej przejście jedynie ciekłej fazy mieszaniny. Faza

stała o rozmiarze większej niż pory przegrody zostaje zatrzymana (rys. 13). Filtracja może być również wspomagana lub poprzedzana innymi procesami oczyszczania osadów ściekowych [18, 19, 54].

Sam przepływ mieszaniny przez przegrodę porowatą odbywa się na skutek różnicy ciśnień po obu stronach przegrody. Różnica ciśnienia może wynikać z działania grawitacji na ciecz lub też być wymuszona poprzez działanie pomp, tłoków lub siły odśrodkowej. O efektywności oraz szybkości przebiegu filtracji decydują takie czynniki jak:

- właściwości fizyczne samej przegrody (głównie porowatość),
- rodzaj osadu,
- grubość warstwy osadu,
- dodatek substancji wspomagającej filtrację,
- temperatura,
- ciśnienie wywierane przez ciecz na przegrodę.

Wybór przegrody filtracyjnej jest dokonywany w oparciu o właściwości fizykochemiczne filtrowanej cieczy. W procesach filtracji mogą być stosowane przegrody wykonane z włókien roślinnych, zwierzęcych, syntetycznych, sączi membranowe a także warstwy metali, przedziwa szklanego, materiałów mineralnych. Porowatość przegrody filtracyjnej decyduje o efektywności procesu filtracji oraz szybkości przepływu cieczy przez złożę filtracyjne. Wynika to bezpośrednio z oporów hydraulicznych związanych z przejściem cieczy przez pory w przegrodzie. Mniejszy rozmiar porów skutkuje wyższymi oporami filtracji. To samo zjawisko dotyczy wzrostu gęstości lub lepkości cieczy [54]. Osady mogą również wykazywać się różnymi cechami wpływającymi na ich filtrację. Ściślıwość osadów decyduje o ich podatności na filtrację. Osady nieściślıwe (krystaliczne) są łatwiejsze w filtracji niż zawiesiny koloidalne. W roztworach koloidalnych filtracja może zostać zatrzymana poprzez zatkanie porów przegrody na skutek absorpcji cząstek stałych. Zjawisko to można spowalniać lub nawet całkowicie neutralizować poprzez dodatek różnych substancji wspomagających filtrację. Sama filtracja może zostać również spowolniona lub zatrzymana przez zbyt grubą warstwę osadu na przegrodzie filtracyjnej. Występuje to w momencie, kiedy opór hydrauliczny na przegrodzie jest wyższy od różnicy ciśnień po jej obu stronach. Jednocześnie warstwa osadu musi być wystarczająco gruba, aby umożliwić zwężenie

przewodów kapilarnych i niedopuszczenie do przejścia fazy stałej przez pory przegrody [55, 56].

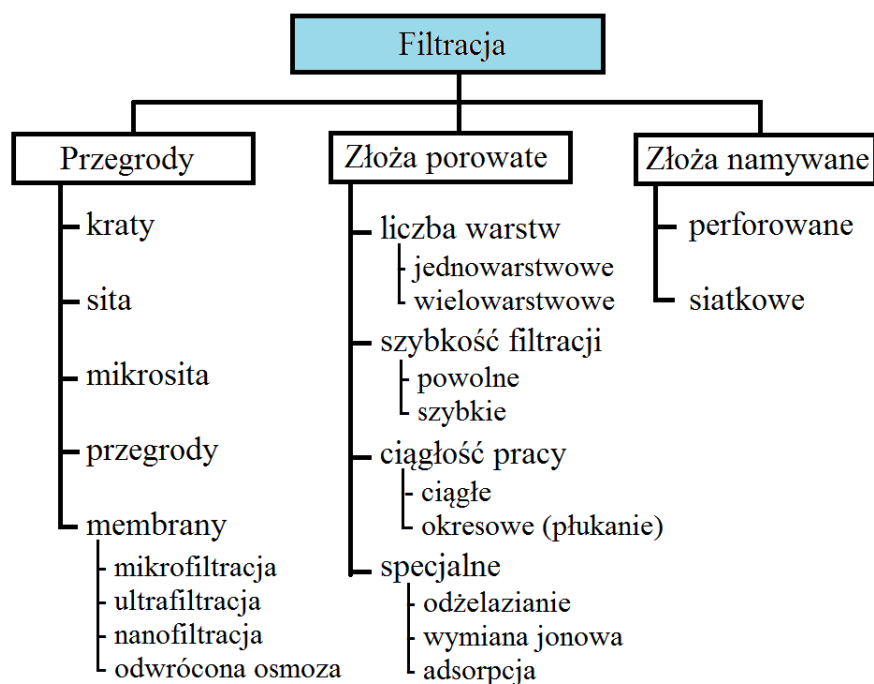
Stosowanie dodatkowych wspomagaczy filtracji pozwala na osiągnięcie dużych właściwości absorpcyjnych i zapobiega zalepianiu porów przegrody poprzez tworzenie z koloidalnymi cząsteczkami zanieczyszczeń osady o wyższej porowatości. Do poprawy filtracji stosuje się materiały sypkie lub rzadziej włókna o niewielkiej długości. Filtracja jest również poprawiana poprzez wzrost temperatury filtrowanej cieczy. Wyższa temperatura przekłada się na spadek lepkości cieczy i przyspieszenie koagulacji zanieczyszczeń. Należy jednak zauważyć, że zbyt duży wzrost temperatury może przełożyć się na spęcznienie osadu lub utratę właściwości samej przegrody na skutek jej spęcznienia lub też korozji. Dodatkowo lepkość powyżej pewnego poziomu temperatury pozostaje już stała. Osady nieściśliwe charakteryzują się wzrostem szybkości filtracji proporcjonalnie do wzrostu ciśnienia. W przypadku osadów ściśliwych szybkość filtracji przyrasta wyraźnie wolniej niż wartość ciśnienia [54].

Metoda filtracji powinna być dobrana na podstawie zanieczyszczenia, które planuje się usunąć. Z reguły jest to zanieczyszczenie dominujące w danym osadzie albo też najbardziej niebezpieczne dla ludzkiego zdrowia lub środowiska naturalnego [18, 19]. W przypadku osadów ściekowych można wyróżnić wiele zanieczyszczeń, w przypadku których kryterium doboru metody filtracji stanowi ich rozmiar. Zależności te przedstawiono w tabeli 2. W przypadku mikrofiltracji, separacji podlegają cząstki o wymiarach od 0,05 do 1 μm . Proces ten wykorzystuje się do oddzielania z frakcji ciekłej dużych cząstek koloidalnych oraz mikroorganizmów. W przypadku cząstek powyżej 1 μm wyróżnia się już filtrację cząsteczkową. Separacji cząstek o mniejszych wymiarach, tj. 10^{-2} – 1 μm jak np. koloidy, makromolekuły, wirusy, służy proces ultrafiltracji. Charakteryzuje się ona mniejszymi prędkościami przepływu oczyszczanej cieczy. Cząstki o jeszcze mniejszych wymiarach (10^{-3} μm) separowane są poprzez proces nanofiltracji umożliwiający odseparowanie wirusów, cząstek koloidalnych oraz makromolekuł z osadów ściekowych. Separację najmniejszych zanieczyszczeń (10^{-4} μm) umożliwia metoda odwróconej osmozy, tzw. hiperfiltracja. Metoda ta pozwala na usuwanie z oczyszczanej cieczy nawet jonów jednowartościowych. W przypadku usuwania zawiesin filtracja uzupełniana jest o następującą po niej dezynfekcję wody. W przypadku dużej ilości zawiesin lub też występowania zanieczyszczeń o dużych rozmiarach filtracja może zostać dodatkowo poprzedzona procesem sedymentacji [18, 19]. Filtracja wykorzystywana jest również w procesie oczyszczania wody poprzez

usuwanie mętności oraz barwy. Wtedy dodatkowo jest poprzedzana przez proces koagulacji oraz sedymentacji, a dość często również o proces utleniania [18, 57].

Tab. 2. Zanieczyszczenia osadów ściekowych oraz metody filtracji stosowane do ich separacji [18]

Rozmiar zanieczyszczenia [μm]	Zanieczyszczenie	Metoda obserwacji	Technologia filtracji
10^3 (1 mm)	Głony, zawiesiny, nicienie, ciała stałe	Oko	Flitracja
10^2	Zawiesiny, glony, pierwotniaki	Oko, mikroskop optyczny	Flitracja
10^1	Bakterie, glony, pierwotniaki	Oko, mikroskop optyczny,	Flitracja
1	Bakterie, zawiesiny, glony	Mikroskop optyczny	Flitracja
10^{-1}	Koloidy, wirusy, bakterie	Mikroskop elektronowy	Filtracja, filtracja membranowa
10^{-2}	Makrocząsteczki, koloidy, wirusy	Mikroskop elektronowy	Filtracja membranowa, Mikrofiltracja,
10^{-3}	Koloidy, wirusy	Mikroskop elektronowy	Mikrofiltracja, Nanofiltracja
10^{-4}	Jony organiczne	Mikroskop elektronowy	Nanofiltracja, Filtr osmotyczny



Rys. 14. Podział filtracji ze względu na wykorzystywane rozwiązania techniczne [54]

Filtracja, bez względu na swój rodzaj, służy wyłącznie do oddzielania zanieczyszczeń frakcji stałej. Nie może być stosowana w separacji zanieczyszczeń płynnych czy gazowych. Proces filtracji można podzielić z uwagi na rodzaj stosowanej przegrody czy wykorzystywanego złoża. Podział filtracji przedstawiono na rysunku 14.

1.4.2. Mechaniczne odwadnianie osadów ściekowych.

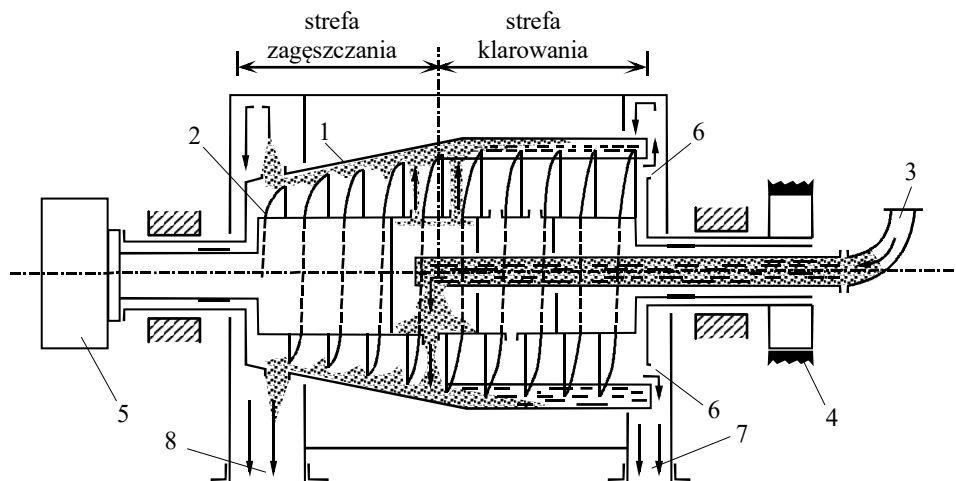
Proces odwadniania komunalnych osadów ściekowych składa się z kilku etapów polegających na zagęszczaniu oraz odwadnianiu mechanicznym i termicznym [58]. W czasie zagęszczania wykorzystuje się przyciąganie grawitacyjne czego wynikiem jest naturalna sedymentacja większych konglomeratów oraz cząsteczek osadu cięższych od fazy ciekłej ścieków [49]. Dodatkowo proces często uzupełnia się cyklami z wykorzystaniem mieszadeł w celu rozbicia cząsteczek osadu. Efektem jest uwalnianie wody koloidalnej i kapilarnej z wnętrza cząstek. Bardzo często proces ten wymaga wcześniejszego dodatku polielektrolitów w celu flokowania osadu. Dawka polielektrolitów nie przekracza z reguły 8 g/kg suchej masy osadu. Należy tutaj zwrócić uwagę na różnicę w poziomie zagęszczania między osadami wstępnymi a wtórnymi. W przypadku tych pierwszych zagęszcza się do 6% suchej masy, a drugich do 1,5%. Sam proces odwadniania, pomimo wspomaganie mieszadłami, uwalnia z osadów głównie wodę wolną [7, 59]. Dalsze odwadnianie osadu odbywa się mechanicznie z użyciem wirówek oraz sit zagęszczających i pras odciskających wodę.

Wirówki

Można przyjąć, że wirowanie jest procesem przyspieszonej sedymentacji w następstwie działania siły odśrodkowej podczas wirowania na niewielkiej powierzchni przy przyspieszeniu 1500-3000 razy większym od przyspieszenia ziemskiego. Wirówki pracują w systemie zamkniętym; potrzebują stosunkowo mało miejsca niż inne urządzenia odwadniające; izolują operatora od kontaktu z osadem oraz wymagają mniejszego nakładu pracy oraz kontroli ze strony operatora i są w pełni zautomatyzowane [18]. Podstawową i najważniejszą zaletą wirówek jest małe zapotrzebowanie na powierzchnię. Zasadniczą wadą zaś są wysokie koszty eksploatacyjne oraz uciążliwy hałas podczas pracy, a także powstawanie stężonej cieczy osadowej [18].

W literaturze zaznacza się, że właściwe wstępne zagęszczanie i kondycjonowanie osadów zwiększa efektywność późniejszego odwadniania mechanicznego [60].

Zastosowanie wirówek owocuje spadkiem uwodnienia osadów między 66% a 86% w zależności od rodzaju osadu ściekowego poddanego odwadnianiu tą metodą [7]. Schemat wirówki sedymentacyjnej przedstawia rysunek 15.



Rys.15. Schemat wirówki sedymentacyjnej: 1 - bęben, 2 - przenośnik ślimakowy, 3 - doprowadzenie osadu, 4 - napęd bębna, 5 - przekładnia planetarna poruszająca przenośnik, 6 - regulowane otwory do odprowadzania cieczy osadowej, 7 - odpływ cieczy osadowej, 8 - odwodniony osad [61]

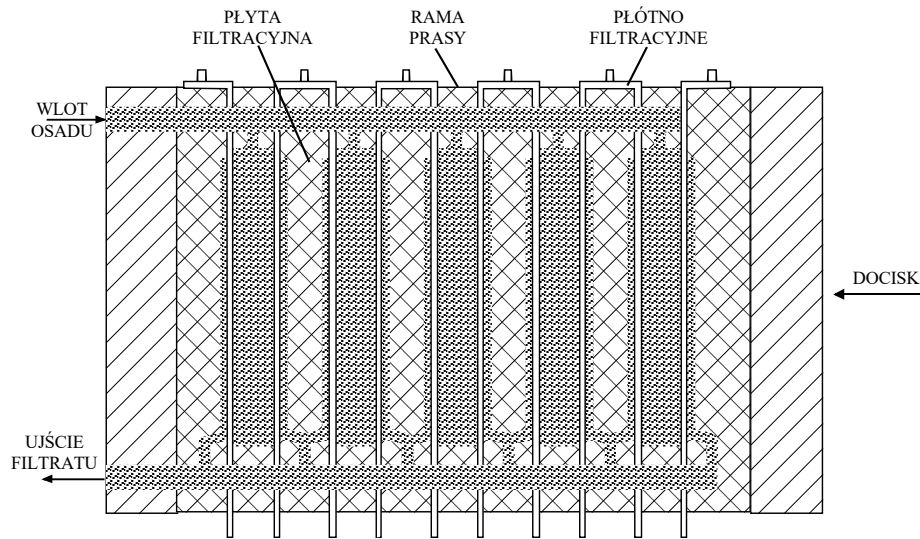
Oprócz wirówek sedymentacyjnych podczas odwadniania osadów ściekowych stosuje się jeszcze: wirówki dekantacyjne, cylindryczne, talerzowe.

Prasy filtracyjne

Można rozróżnić dwa zasadnicze typy pras filtracyjnych: prasy ramowe i prasy komorowe. Praca pras filtracyjnych polega na filtracji osadów ściekowych przez tkaninę umieszczoną między płytami prasy filtracyjnej. W celu przyspieszenia odwadniania osadów w procesie filtracji osad przed odwodnieniem poddaje się kondycjonowaniu.

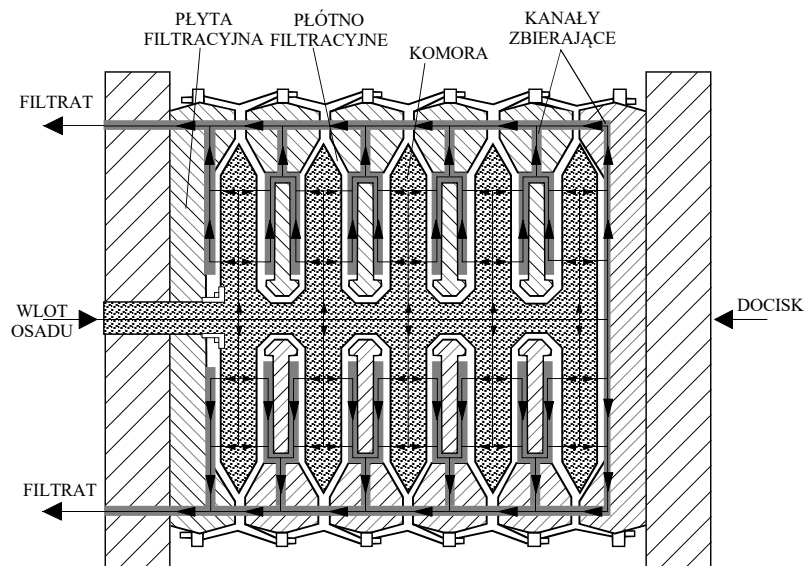
Prasa ramowa zbudowana jest z pionowo ustawionych płyt i ram na przemian do siebie przylegających i przymocowanych do poziomych dźwigarów (rys. 16). Dzięki ruchomej zewnętrznej płycy skrajnej (jednej z dwóch) można wszystkie płyty i ramy docisnąć z dużą siłą, tak, że zewnętrzna część płyt i ram będzie tworzyła szczelną obudowę prasy. Znajdujące się otwory o wspólnej osi w krawędzi każdej z płyt i ramy po dociśnięciu tworzą kanał do rozprowadzenia osadu. Z kanału tego osad przedostaje się odpowiednimi wycięciami do przestrzeni każdej z ram. Przestrzeń ramy jest osłonięta z dwóch stron tkaniną filtracyjną, opierającą się na płycie z odpowiednimi wycięciami.

Wycięcia te tworzą kanaliki do odprowadzenia filtratu, który ostatecznie wydostaje się na zewnątrz prasy [18].



Rys. 16. Schemat prasy ramowej [18]

Prasa komorowa od prasy ramowej różni się tym, że posiada tylko same płyty przylegające do siebie (rys. 17 i 18). Płyty te są tak wyprofilowane, że gdy zostają do siebie docisnięte tworzą się między nimi komory. Do każdej z komór wprowadzany jest osad. Komora utworzona przez dwie sąsiednie płyty oddzielona jest tkaniną filtracyjną. Tkanina opiera się na wyźłobieniach w płycie, którymi dopływa filtrat do przewodu oddzielnego dla każdej z płyt bądź wspólnego.



Rys. 17. Schemat prasy komorowej [18]



Rys. 18. Komorowa prasa filtracyjna osadów ściekowych oczyszczalnia w Chwałkowie [62].

Prasa komorowa działa jako niskociśnieniowa (ciśnienia rzędu 350-850 kPa) lub wysokociśnieniowa (ciśnienia rzędu 700-1400 kPa). Można poprawić efekt filtracji poprzez stosowanie stopniowania ciśnienia, np. podnoszenie skokami o 300 kPa.

Podstawowymi parametrami technologicznymi odwadniania osadów w prasach filtracyjnych są:

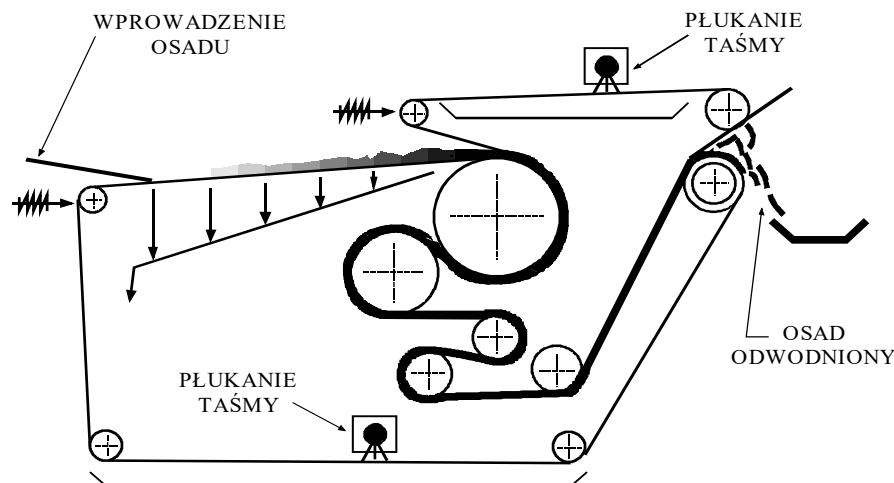
- czas odwadniania,
- obciążenie powierzchni filtracyjnej prasy masą osadów, $\text{kg s.m./m}^2 \text{ h}$,
- uwodnienie placka osadu [63].

Nowoczesne prasy filtracyjne charakteryzują się:

- dużą powierzchnią filtracyjną (powierzchnia jednej prasy może osiągać wielkość do 600 m^2),
- zmechanizowanym transportem płyt,
- mechanicznymi urządzeniami do zdejmowania osadu,
- zautomatyzowanym cyklem roboczym,
- urządzeniami do płukania tkanin filtracyjnych,

Na tych samych procesach jednostkowych co prasy filtracyjne oparte jest działanie prasy filtracyjno-taśmowe [64]. Różnica pomiędzy tymi urządzeniami sprowadza się do ciągłego ruchu tkaniny filtracyjnej (rys. 19) oraz sposobu uzyskiwania ciśnienia filtracji. Ciśnienie filtracji uzyskiwane jest przez mechaniczny docisk tkaniny

filtracyjnej obrotowymi wałkami. Dzięki temu zużycie energii w tego rodzaju prasach jest znacznie mniejsze niż w prasach filtracyjnych. Wymagana duża powierzchnia tkaniny filtracyjnej oraz znacznie szybsze jej zużycie jest podstawową wadą tych urządzeń. Prasy filtracyjno-taśmowe są technicznie złożonymi urządzeniami i obecnie bardzo często stosowanymi w oczyszczalniach ścieków. Osady podawane do odwadniania na prasach filtracyjno-taśmowych wymagają takiego samego kondycjonowania jak w prasach filtracyjnych. Obciążenie prasy suchą masą osadu w przeliczeniu na 1 m szerokości tkaniny zależy od wielu parametrów, z których najistotniejsze to: szybkość przesuwu taśmy, czas przetrzymania w strefie odwadniania grawitacyjnego oraz uwodnienie doprowadzanego osadu. Dla osadów powstających przy oczyszczaniu ścieków miejskich obciążenie to zawiera się w przedziale od 90 do 680 kg s.m./mh. Przy eksploatacji ważne jest, aby zapewnić równomierny rozdział osadu na całej szerokości taśmy. Przy zwiększeniu szybkości przesuwu taśmy należy liczyć się z obniżeniem stopnia odwodnienia osadu [63].



Rys. 19. Schemat prasy taśmowej [64]

Cykl pracy prasy filtracyjno-taśmowej zamyka się w trzech fazach filtracji:

- fazie odwodnienia grawitacyjnego - kondycjonowany wstępnie osad doprowadzany jest na taśmę filtracyjną, gdzie pod wpływem siły ciężkości zostaje odsączona ciecz uwolniona w procesie koagulacji (cedzenie),
- fazie klinowej - odwadnianie przy niskim ciśnieniu, w strefie klinowej, wstępnie uformowany placek zostaje poddany działaniu taśmy dociskowej,
- fazie odwodnienia wysokociśnieniowego - osad zawarty między dwoma taśmami przesuwa się do strefy wysokiego ciśnienia, gdzie następuje właściwe odwodnienie

osadów. Strefa ta to zestaw wałków o różnych średnicach, po których przesuwają się taśmy [49].

Innym urządzeniem do mechanicznego odwadniania osadów ściekowych są workownice, rysunek 20, stosowane głównie w mniejszych oczyszczalniach ścieków. Woda z osadów ściekowych może być również usuwana z wykorzystaniem geowłókniny. Jest to metoda rozpowszechniona głównie w Stanach Zjednoczonych [65].



Rys. 20. Workownice odwadniające oczyszczalni ścieków w Grzebieńsku [19].

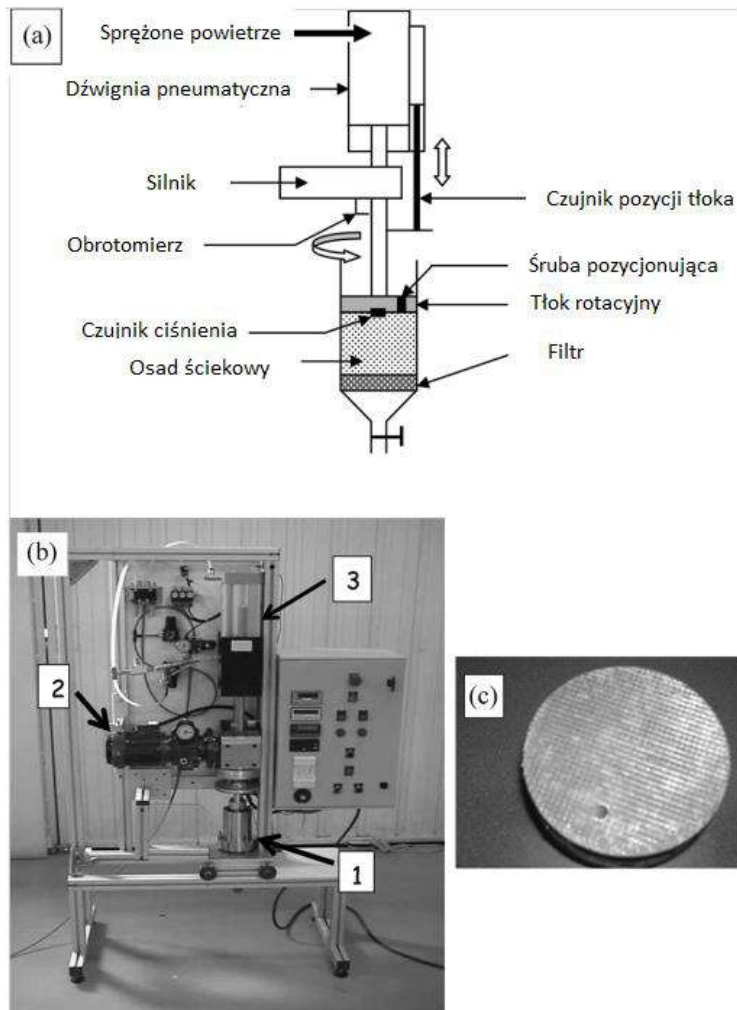
Wybór technologii odwadniania ścieków, oprócz właściwości samych ścieków komunalnych, zależy od wielkości oczyszczalni oraz jej możliwości technologicznych i finansowych [19].

1.4.3. Przykłady innych metod odwadniania osadów ściekowych

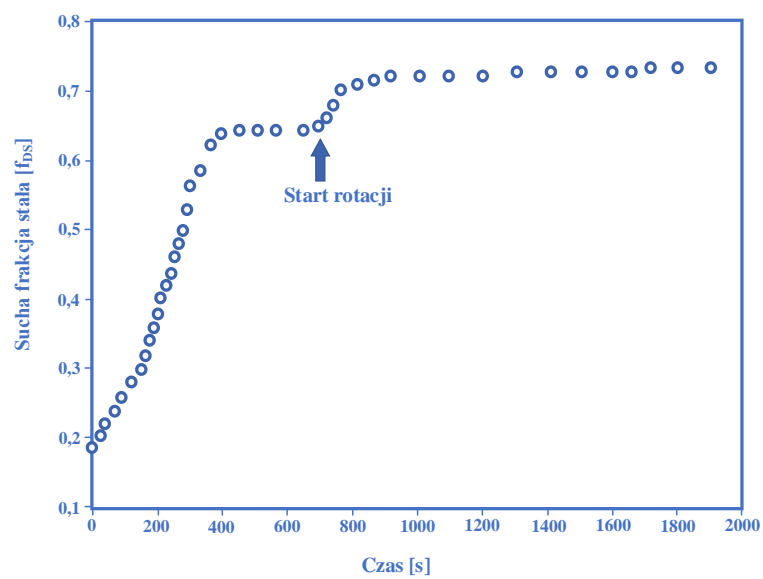
Odwadnianie ścieków jest procesem ściśle związanym z ich późniejszym osuszaniem. Jednocześnie obie grupy procesów są od siebie oddzielone. Osuszanie może odbywać się z wykorzystaniem metod naturalnych np. poletek lub lagun osadowych

(coraz rzadziej stosowanych) [7, 49]. Dodatkowo stale prowadzi się badania naukowe mające na celu opracowanie innych metod mogących znaleźć zastosowanie w odwadnianiu osadów. Warto tutaj wyróżnić metodę Electro-Dewatering opierającą się o wykorzystanie pola elektrycznego [66, 67]. Wskazuje to na konieczność dalszych badań nad komunalnymi osadami ściekowymi celem usprawnienia technologii oczyszczania i odwadniania osadów ściekowych pod kątem efektywności, uciążliwości dla środowiska czy ekonomii procesu. Dodatkowo badania są podyktowane rosnącymi problemami z utylizacją i wykorzystaniem osadów ściekowych, których ilość stale się zwiększa.

Jednym z proponowanych rozwiązań jest wykorzystanie prasy z tłokiem obracającym się z kontrolowaną prędkością, rysunek 21 [8]. Eksperymenty tego typu prowadzono zarówno dla przefermentowanych osadów ściekowych jak i innych materiałów wykazały, że zjawisko ścinania występujące w czasie odwadniania znacznie zwiększa stopień odwodnienia osadu [68, 69]. Efektem zastosowania obrotowego tłoka było zwiększenie efektywności odwadniania osadu ściekowego na skutek ścinania osadu w momencie nacisku tłoka. Jednocześnie zastosowanie tej metody pozwoliło na uzyskanie warunków zbliżonych do tych panujących w prasie taśmowej. Różnica w działaniu polegała na fakcie, iż woda w prasie taśmowej usuwana jest głównie przez kompresję osadu ściekowego a nie jego filtrację co ma miejsce przy stosowaniu tłoka obrotowego. Efekt wprowadzenia dodatkowych sił ścinających w czasie „wyciskania” wody z osadu można zaobserwować na wykresie przedstawionym na rysunku 22. Wykres dotyczy warunków, gdzie siła nacisku tłoka wynosiła 500 kPa, a rotacja 10 obr/min [70]. Masę suchej frakcji pozostającej po odwadnianiu w warunkach laboratoryjnych mierzono po uprzednim 24-godzinnym suszeniu osadu w temperaturze 105°C. Rotacja tłoka rozpoczęła się w momencie, kiedy wsad osadu ściekowego był już ustabilizowany pod względem wilgotności. Rotacja tłoka dociskającego przełożyła się na wzrost zawartości suchej frakcji z 64,5% do 73,5%. Ubytek wody z osadu po uruchomieniu mechanizmu obrotowego był najintensywniejszy przez pierwsze 150 sekund rotacji tłoka. Może być to podyktowane zmianą ułożenia cząsteczek osadu i w konsekwencji zwiększenie stopnia kompresji osadu w porównaniu do kompresji wywołanej przez tłok nieobracający się w czasie pracy.



Rys. 21. Stanowisko do osuszania osadów z zastosowaniem tłoka: a – schemat techniczny, b – widok faktyczny: 1 – sekcja filtracyjna, 2 – silnik elektryczny, 3 – sekcja pneumatyczna, c – powierzchnia tłoka stykająca się z osadem [70]



Rys. 22. Ewaluacja procesu osuszania osadu w urządzeniu z tłokiem obrotowym [70].

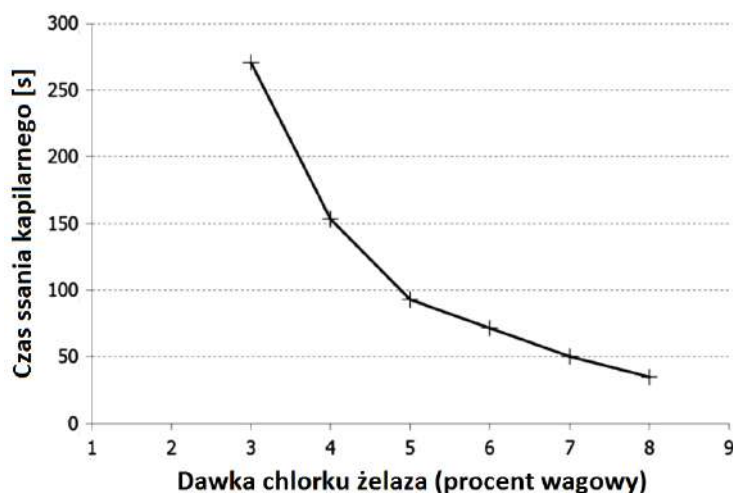
Drugą hipotezą może być większa efektywność rozbijania kłaczków osadów przez połączenie ciśnienia i ścinania bocznego na skutek rotacji w porównaniu z działaniem samego ciśnienia [70]. Badania wykazały, że skuteczność odwadniania osadów ściekowych w prasie tłokowej może zostać zwiększona przez wymuszenie dodatkowych sił ścinających poprzez rotację tłoka. Wynika to ze zmiany ułożenia cząsteczek wewnątrz odwadnianych osadów. Efektywność samego procesu w dużej mierze zależała od grubości warstwy odwadnianej – warstwy o mniejszej grubości charakteryzowały się wyższą podatnością na proces odwadniania. Mogło to wynikać zarówno z większej ściśliwości warstwy jak również z większej podatności na ścinanie poprzez szybsze przekazanie siły ścinającej na całą grubość odwadnianej warstwy. W przypadku warstw osadu o większej grubości efekt ścinania mógł być hamowany przez samą grubość osadu i jego lepkość wewnętrzną. Mogło to powodować sytuację, gdzie siły ścinające działają tylko na powierzchniowe warstwy osadu.

Do uzyskania efektu ścinania wewnątrz osadów wystarczała już niewielka prędkość obrotowa, co widać na rysunku 22. Wysoka prędkość ścinania przełożyła się na wyższą zawartość suchej frakcji w odwodnionym osadzie. Prędkości ścinania w osadzie była zależna od prędkości rotacji tłoka oraz grubości warstwy. Zmiany grubości warstwy wywierały przy tym większy wpływ na prędkość ścinania. Samo ciśnienie miało niewielki wpływ na efekt końcowy z uwagi na możliwą małą ściśliwość badanego osadu.

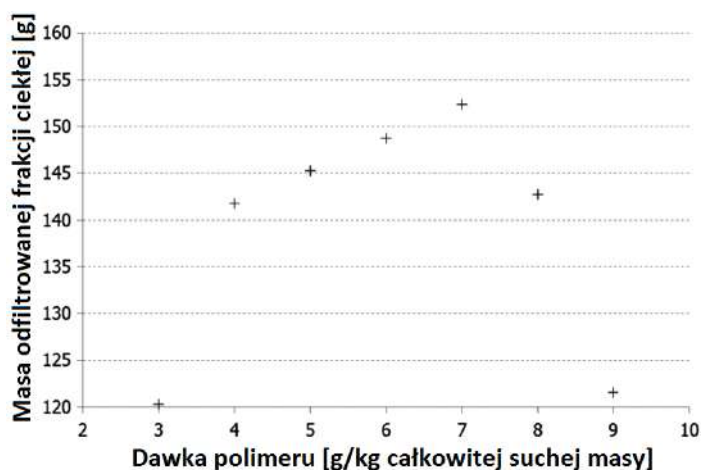
Poprawa procesu odwadniania osadów ściekowych może wynikać nie tylko z wdrożenia nowych metod technologicznych, ale również z optymalizacji parametrów już znanych i stosowanych procesów [71]. Wiąże się to z dokładnym zbadaniem wpływu stosowanych czynników na efekt końcowy procesu oraz klasyfikacją parametrów procesu pod jego względem [72]. W tym celu prowadzono eksperymenty analityczne z kondycjonowanym osadem czynnym w komorze filtracyjnej [73]. W przeciwieństwie do doświadczeń z tłokiem rotacyjnym, wykazano, że w metodzie tej ciśnienie filtracji wywiera znaczący wpływ na efektywność procesu odwadniania. W obu eksperymentach wykazano natomiast wyraźny wpływ grubości warstwy odwadnianego osadu na efektywność końcową procesu. Może oznaczać to hipotetyczną możliwość poprawy wydajności pras odwadniających w których nie wykorzystuje się efektu ścinania.

W eksperymencie zastosowano zagęszczony osad z miejskiej oczyszczalni ścieków z Moulins we Francji. Osad ten poddano uprzedniemu kondycjonowaniu, aby określić wpływ warunków wstępnej obróbki osadu na jego późniejsze odwadnianie [73]. W celu zachowania stałych parametrów osadu przechowywano go w temperaturze 6°C,

co wg opracowań naukowych ma zapewnić jego stałą podatność na odwadnianie do 5 dni [50]. Osad został poddany kondycjonowaniu z wykorzystaniem chlorku żelaza w ilości do 8% wagowych osadu oraz dodatkiem polimeru kationowego. Następnie tak przygotowany osad poddano testowi szybkości oddawania wody sprawdzając czas ssania kapilarnego [73]. Efekt dodatku chlorku na czas procesu przedstawiono na rysunku 23. Z kolei wpływ polimeru na ilość usuniętej frakcji ciekłej obrazuje rysunek 24.



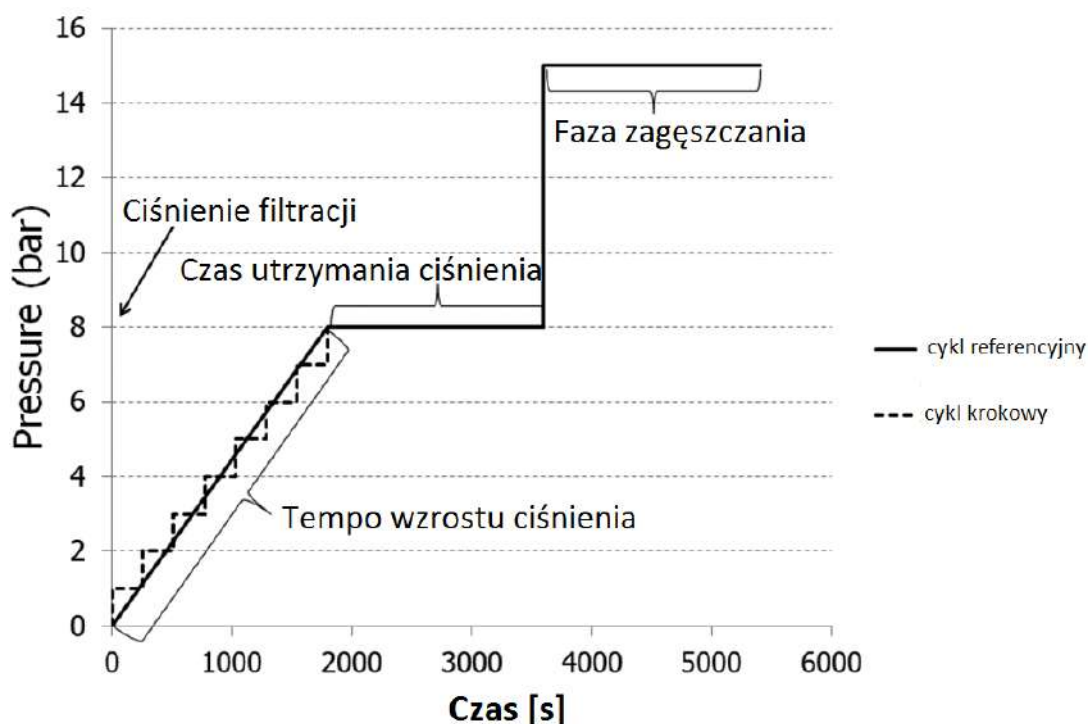
Rys. 23. Korelacja między dawką chlorku żelaza a czasem ssania kapilarnego osadów ściekowych [73].



Rys. 24. Korelacja między dawką polimeru a masą substancji odfiltrowanych [73].

Doświadczenie wykazało, że najbardziej optymalny czas ssania kapilarnego osiągnięto przy 6% dodatku chlorku żelaza przy jednoczesnym dodatku 7 g substancji polimerowej na kg suchej masy osadu ściekowego. Pozwoliło to usunięcie 153 g wody po 75 s ssania kapilarnego. Dalszy wzrost zawartości chlorku żelaza przekładał się na skrócenie czasu ssania, ale nie poprawiał efektywności odwadniania przy zastosowaniu

tej metody. Wyższe dawki polimeru znacząco pogarszały odwadnialność osadu ściekowego [73].



Rys. 25. Trend rozkładu ciśnienia w czasie odwadniania osadu kondycjonowanego [73].

Na rysunku 25 przedstawiono krzywą wartości ciśnienia pracy prasy komory odwadniającej w czasie eksperymentu. Badanie każdego z czynników obejmowało pojedynczą serię pomiarową i interakcję z ciśnieniem wewnątrz komory. W cyklach testowano ciśnienia o wartości 3-15 barów. Rozpatrywano wpływ ciśnienia na efekt filtracji osadu, tempo wzrostu samego ciśnienia w komorze oraz czas utrzymywania ciśnienia w czasie zagęszczania. Poziom ciśnienia wymagany do osiągnięcia filtracji zmieniano w 2 seriach: przyrost płynny oraz przyrost krokowy. Fazę zagęszczania poprzedzał gwałtowny skok ciśnienia z 8 do 15 barów. Czas utrzymania ciśnienia nie wywierał znaczącego wpływu na efektywność odwadniania osadów. Dodatkowo w eksperymencie badano powtarzalność procesu. Jednocześnie autorzy opracowania zaznaczają, że badanie to jest niewystarczające do dokładnego zbadania wpływu poszczególnych czynników na odwadnianie. Brakuje w nich m.in. charakterystyki przepływu frakcji odfiltrowywanej z osadu czy badania rozkładu ciśnienia w poszczególnych partiach wsadu do komory wraz z modelem 3D lub opracowaniem matematycznym [73]. Dodatkowo w eksperymencie pominięto kwestie zmian fizykochemicznych w samym osadzie w trakcie trwania samego eksperymentu na rzecz założenia, że warunki przechowywania pozwoliły zachować stałe właściwości osadu.

Przekłada się to na potrzebę prowadzenia dalszych badań związanych zarówno z technologią odwadniania osadu, jego kondycjonowania jak i samych czynności przechowywania oraz reakcji zachodzących w tym czasie w osadzie.

1.5. Zagospodarowanie osadów ściekowych w Polsce

W lipcu 2016 roku Rada Ministrów przyjęła Krajowy Plan Gospodarki odpadami do 2022 roku. Jego głównym celem było określenie gospodarki odpadami wg hierarchii narzuconej przez wcześniejsze ustawy i rozporządzenia. Dokument ten obejmował również strategię postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi. Plan zakłada wdrożenie różnych sposobów przeciwdziałania powstawaniu osadów ściekowych oraz metod zagospodarowania powstających lub też już powstałych osadów ściekowych. W przypadku komunalnych osadów ściekowych przyjęto trzy główne cele:

- Pełne odejście od składowania komunalnych osadów ściekowych poza składowaniem na terenach oczyszczalni celem dalszego przekształcenia.
- Zwiększenie ilości komunalnych osadów ściekowych podlegających przetworzeniu oraz zwiększenie udziału odpadów przetwarzanych termicznie w ogólnej ilości osadów przetwarzanych.
- Maksymalizacja stopnia wykorzystania substancji biogenych zawartych w osadach ściekowych jednocześnie zachowując wymogi bezpieczeństwa pod kątem bezpieczeństwa sanitarnego, środowiskowego i chemicznego.

Dla komunalnych osadów ściekowych przyjęto kierunki działania oparte o:

- Analizę konieczności modyfikacji i doprecyzowania przepisów prawnych odnośnie gospodarki ściekowej z uwzględnieniem kwestii przeróbki i zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych i jednoczesnym bieżącym zbieraniem informacji dotyczących wymienionej problematyki.
- Aktualizację Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych poprzez rozszerzenie kwestii przeróbki osadów ściekowych, które nie zostały jeszcze zakwalifikowane jako odpady wraz z ich przygotowaniem do dalszej obróbki w świetle przepisów o odpadach.
- Ujednolicenie terminologii związanej z osadami ściekowymi, w szczególności z ich wytwarzaniem, obróbką i przetwarzaniem.
- Ujednolicenie sposobu zbierania informacji dotyczących powstawania i zagospodarowywania osadów ściekowych na danym terenie.

- Określanie kierunków zagospodarowywania osadów ściekowych już na etapie budowy lub też modernizacji oczyszczalni ścieków lub występowania o pozwolenie wodno-prawne. Problem ten jest szczególnie istotny w przypadku obszarów ochronnych zbiorników wodnych.
- Projektowanie instalacji oczyszczania osadów ściekowych pod określone i pożądane właściwości końcowe.
- Podejmowanie inicjatyw w celu opracowania rozwiązań regionalnych, dostosowania metod postępowania z osadami ściekowymi z jednoczesnym zaangażowaniem urzędów marszałkowskich oraz operatorów lokalnych oczyszczalni ścieków czy zakładów zajmujących się przetwarzaniem odpadów.
- Zagospodarowanie produktów przekształceń termicznych osadów ściekowych. Dotyczy to głównie problematyki składowania popiołów powstałych po spalaniu osadów ściekowych z możliwością późniejszego odzysku fosforu.
- Ujednolicenie sposobu wyliczania zawartości suchej masy w osadach komunalnych.
- Wyraźne rozgraniczenie na osady stanowiące integralną część ścieków i przeznaczone do przeróbki w oczyszczalni oraz osady zakwalifikowane jako odpady z nadaniem właściwego kodu i przetwarzaniem według przepisów prawnych o odpadach [6].

Osady ściekowe powstające na różnych etapach oczyszczania ścieków różnią się swoimi właściwościami fizyko-chemicznymi. W zależności od klasyfikacji przyjętej przez wytwórcę komunalnych osadów ściekowych przetwarzanie osadów może odbywać się na drodze odzysku lub też unieszkodliwiania. Osady mogą być również poddawane przetwarzaniu celem uzyskania odpadów o innych właściwościach umożliwiających ich klasyfikację do innych grup niż surowiec początkowy. Przetworzenie odpadów i ich końcowe zagospodarowanie stanowi ostatni etap gospodarki osadowej, jednak często jest on źródłem wielu problemów [5].

Komunalne osady ściekowe mogą być zagospodarowane na powierzchni gruntu, o ile są kwalifikowane jako odpad z kodem 19 08 05, a samo użycie odbywa się w warunkach opisanych przepisami o odpadach. Wykorzystanie odpadów na powierzchni gruntu umożliwia odzysk materii organicznej oraz składników mineralnych wykorzystywanych przez rośliny m.in. mikroelementów czy azotu. Nawożenie osadami ściekowymi powinno wpisywać się w ogólne zasady nawożenia i respektować przy tym

przepisy o ochronie środowiska naturalnego. Kluczową kwestią jest tutaj odpowiednie określanie dawek osadu oraz systematyczne badanie używanych osadów pod kątem ich składu chemicznego [3].

Innym rozwiązaniem założonym do wdrożenia w Polsce jest kompostowanie komunalnych osadów ściekowych. Kompostowanie to proces mikrobiologiczny, który polega na przetwarzaniu odpadów organicznych w warunkach tlenowych poprzez częściową mineralizację i humifikację zawartej w odpadach materii organicznej. Ważną kwestią jest kontrola surowców wchodzących w skład mieszanki kompostowej. Do kompostowania mogą być kierowane osady o znanym składzie chemicznym, zarówno ustabilizowane jak i nieustabilizowane. Ma to na celu uzyskiwanie mieszanki o akceptowalnych parametrach jakościowych i bezpiecznej dla środowiska. Osady przeznaczone na kompost nie mogą posiadać zanieczyszczeń mechanicznych i chemicznych, odznaczać się dobrym stopniem homogenizacji oraz dużą wilgotnością. Sam proces kompostowania musi odbywać się według warunków decyzji o przetwarzaniu odpadów. Kompostowanie możliwe jest tylko przy udziale innych substratów, stanowiących minimum 70% masy mieszanki kompostowej. Proporcje te pozwalają na uzyskanie kompostu o dobrej jakości. Należy tutaj zaznaczyć, że wprowadzanie komunalnych osadów ściekowych wiąże się z ryzykiem zanieczyszczenia kompostu metalami ciężkimi, innymi substancjami niebezpiecznymi lub drobnoustrojami chorobotwórczymi. Ze względu na spadek zawartości masy organicznej w procesie kompostowania, zawartość zanieczyszczeń z osadów ściekowych ulega koncentracji w gotowym produkcie. W celu uniknięcia takiej ewentualności skażenia kompostu osady każda dodawana partia osadów ściekowych powinna być sprawdzana pod kątem zanieczyszczeń. Dodatkowo do kompostowania preferuje się osady już poddane fermentacji beztlenowej co przekłada się na eliminację lub też znaczne obniżenie ich uciążliwości zapachowej. Na kompost są również wybierane osady o niskim pH (kwaśny odczyn) co pozwala zniwelować ryzyko uwalniania się amoniaku z materii organicznej podczas procesu kompostowania [6, 7]. Kompost z osadów ściekowych może utrzymać status odpadu również w sytuacji, gdy nie uzyskuje pozwolenia na wprowadzenie do obrotu w świetle ustawy o Nawozach i Nawożeniu. W świetle prawa, w przypadku nie wprowadzenia kompostu do obrotu, przetwórca odpadów staje się ich wytwórcą. Jest to szczególnie istotne, gdyż osady ściekowe są substratem o niejednorodnym składzie, co utrudnia uzyskiwanie powtarzalnych parametrów kompostu z każdej partii

dostarczonego osadu. Utrudnia to stałe uzyskiwanie pełnowartościowego produktu, który spełni 23 wymagania ustawy o Nawozach i Nawożeniu [74].

Ustawa o Odnawialnych Źródłach energii określa również wykorzystanie osadów ściekowych w procesie produkcji biogazu do celów energetycznych. Na dzień obecny nie rozpatruje się jeszcze wykorzystania biogazu do napędu silników spalinowych na szerszą skalę. W świetle wymienionej ustawy biogazownie można podzielić na:

- Rolnicze, produkujące tzw. biogaz rolniczy na bazie surowców pochodzących z uprawy, hodowli zwierząt lub odpadów biomasy z wyłączeniem surowca nie podchodzącego z oczyszczalni ścieków oraz składowisk odpadów.
- Odpadowe, produkujące biogaz inny niż rolniczy tj. pochodzący z surowców z oczyszczalni ścieków lub innych źródeł nierolniczych oraz biogaz z surowców.

Warto tutaj zaznaczyć, że sama produkcja biogazu w procesie fermentacji metanowej osadów niestabilizowanych może być prowadzona w biogazowni będącej elementem układu technologicznego w procesie stabilizacji osadów ściekowych bezpośrednio w oczyszczalni ścieków. Z przyczyn prawnych jest to jednak proces odrębny od wykorzystywania odpadów w biogazowniach nie stanowiących integralnej części oczyszczalni ścieków. Instalację do produkcji biogazu z osadów ścieków innych niż komunalne posiadają indywidualną konstrukcję przystosowaną ściśle do rodzaju i składu materiału wsadowego. W praktyce oznacza to, że o rozwiązaniu technicznym decyduje głównie dostępność danego substratu [5].

Jednocześnie ustawa o odpadach traktuje frakcję pofermentacyjną z biogazowi jako odpad, jeśli spełnia ono wymogi odpadu tj. posiadacz pozbywa się go, zamierza lub jest zobowiązany jest pozbyć [12]. W przypadku wytwarzania biogazu z pofermentu można odzyskać pewne odpady do dalszych procesów przetwórczych [75]. W przypadku gdy poferment spełnia wymagania stawiane produktowi tj. kryteria Ustawy o nawozach i nawożeniu nie jest traktowany jako odpad [74]. Pozwala to na ograniczenie ryzyka zanieczyszczenia środowiska substratami wykorzystywanymi przy produkcji biogazu.

Termiczne przekształcanie osadów ścieków komunalnych na drodze spalania, pirolizy czy zgazowania stanowią jeden z popularniejszych metod zmniejszenia ilości osadów ściekowych oraz redukcji ich uciążliwości dla środowiska [76, 77, 78, 79, 80, 81]. Warunkiem jest obecność w osadach składników palnych. Dotyczy to głównie osadów ściekowych nienadających się do zastosowania w roli nawozu lub też kompostowania. Istotą procesu przekształcania termicznego jest jak najlepsze wykorzystanie energii zawartej w substracie. W przypadku osadów ściekowych kluczową

rolę odgrywa tutaj ich wartość opałowa. Procesy takie jak suszenie czy odwadnianie osadów pozwalają na podniesienie kaloryczności osadu na jednostkę masy. Wartość opałowa uwarunkowana jest przez zawartość suchej masy organicznej, która wpływa również na efektywność ich wstępnej przeróbki podczas procesu fermentacji. Wyższa efektywność procesu przekłada się na proporcjonalnie niższą wartość opałową suchej masy osadu. Efektem jest mniejsza ilość energii wymagana do odzyskania przy procesie spalania. Procesy spalania osadów ściekowych jest ściśle powiązana z procesami fermentacji. Fermentacja metanowa dostarcza bowiem wysokoenergetycznego biogazu, który może być wykorzystany energetycznie w procesach kogeneracji. Osady ściekowe po wysuszeniu nadają się do spalania zarówno w monospalarniach tj. spalarniach odpadów dedykowanych osadom ściekowym, standardowych spalarniach osadów wraz z innymi osadami oraz do współspalania w cementowniach.

Monospalarnie pozwalają na trwałe i kompleksowe unieszkodliwianie osadów ściekowych w porównaniu ze współspalaniem osadów w postaci granulatu. Wynika to m.in. z:

- Możliwego odzysku energii podczas spalania osadów i możliwości jej wykorzystania w procesie suszenia osadów ściekowych.
- Stosunkowo niskich kosztów eksploatacyjnych.
- Niezależności monospalarni od innych podmiotów w procesie gospodarki osadami ściekowymi. Problemem tym są obciążone współspalarnie osadów.
- Możliwości potencjalnego odzysku fosforu z osadów po ich spalaniu, co nie jest możliwe przy współspalaniu.

W przypadku współspalania konieczne jest odpowiednie zaprojektowanie spalarni, aby umożliwić łączne spalanie np. komunalnych osadów ściekowych wraz z odpadami komunalnymi. Z przyczyn technologicznych nie zawsze jest to możliwe z uwagi na odmienne metody spalania stosowane przy różnych odpadach.

Teoretycznie możliwe jest również zastosowanie ich w typowej energetyce. Rozwiązanie to może być stosowane w przypadku spełnienia standardów emisyjnych podczas spalania. Suszone osady ścieków komunalnych są z powodzeniem współspalane w piecach do wypalania klinkieru. Z osadów ściekowych korzystają również cementownie, gdzie współspalanie wynika z regulacji prawnych określających osady ściekowe jako zero emisyjną biomasę. Umożliwia to zakładom unikanie dodatkowych kosztów związanych z emisją dwutlenku węgla. Mimo to współspalanie osadów

ściekowych w cementowniach wiąże się z problemami technicznymi z uwagi na niskie ciepło spalania, nawet przy niskiej wilgotności osadów. Dodatkowo spalanie osadów ściekowych obarczone jest powstawaniem niepalnych pozostałości stanowiących nawet do 30% masy odpadu. Fakt ten musi być uwzględniony w bilansie składu surowca dodawanego do pieca cementowego. Zastosowanie komunalnych osadów ściekowych ogranicza ich skład chemiczny, zwłaszcza zawartość chloru, rtęci czy tlenku fosforu. Niepożądany jest zwłaszcza ten ostatni z uwagi, że wpływa na pogorszenie wytrzymałości powstającego cementu. Rtęć z kolei odznacza się wysoką lotnością tego pierwiastka, co przekłada się na jego łatwą emisję do środowiska. Chlor obecny w osadach ściekowych przyczynia się do powstawania obrostów wewnątrz instalacji co pogarsza przepływ substratów i spalin [17].

2. CEL I ZAKRES PRACY

Podstawą stosowanych metod przeróbki osadów jest dążenie do zmniejszenia ich objętości przez usunięcie wody. Objętość ma wpływ na wielkość i ilość urządzeń stosowanych do ich przeróbki, związane są z tym koszty inwestycyjne poniesione na oczyszczalniach ścieków. Występujące wiązania osmotyczne i kapilarne w wodzie osadowej związanej fizycznie zatrzymują mechanicznie wodę w porach i kapilarach struktury cząstek osadów ściekowych. Jest to woda objętościowa, pomimo iż znajduje się ona pod działaniem sił kapilarnych. Osady, w których dużo jest zawartej wody objętościowej na ogół łatwo się odwadniają. Bardzo trudne do odwodnienia są osady o zawartości wody fizykochemicznej, ponieważ w skład takich osadów wchodzi cząstki mineralne o strukturze amorficznej i charakterze hydrofilowym. Najsilniej związaną z powierzchnią fazy stałej osadów stanowi woda związana chemicznie. Stosunek ilości rodzajów wód w składzie osadów decyduje o podatności tych osadów na odwadnianie. Stosowanie kondycjonowania osadów ściekowych zmierza do zmiany w nich wody związanej fizykochemicznie i fizycznie w wodę grawitacyjnie wolną, którą najłatwiej odprowadzić z osadów. Kondycjonowanie osadów substancjami mineralnymi (np. popiołu, gipsu czy cementu) polega na dodawaniu ich w odpowiednich proporcjach, celem zmniejszenia ściśliwości osadów. Natomiast zbyt duża ściśliwość osadów ściekowych prowadzi do zahamowania procesu odwadniania, dlatego celowe jest kondycjonowanie osadów przed odwadnianiem.

Biorąc pod uwagę przedstawione powyżej zagadnienia postawiono następującą tezę pracy:

Dodatek substancji mineralnych do osadów ściekowych kondycjonowanych środkami chemicznymi powoduje zmniejszenie ich ściśliwości dzięki temu niweluje wzrost oporu hydraulicznego przegrody filtracyjnej, a co za tym idzie nie zmniejsza wydajności i prędkości procesu filtracji ciśnieniowej.

Na podstawie powyższej tezy zaplanowano szereg badań mających zrealizować następujące cele naukowy i użytkowy.

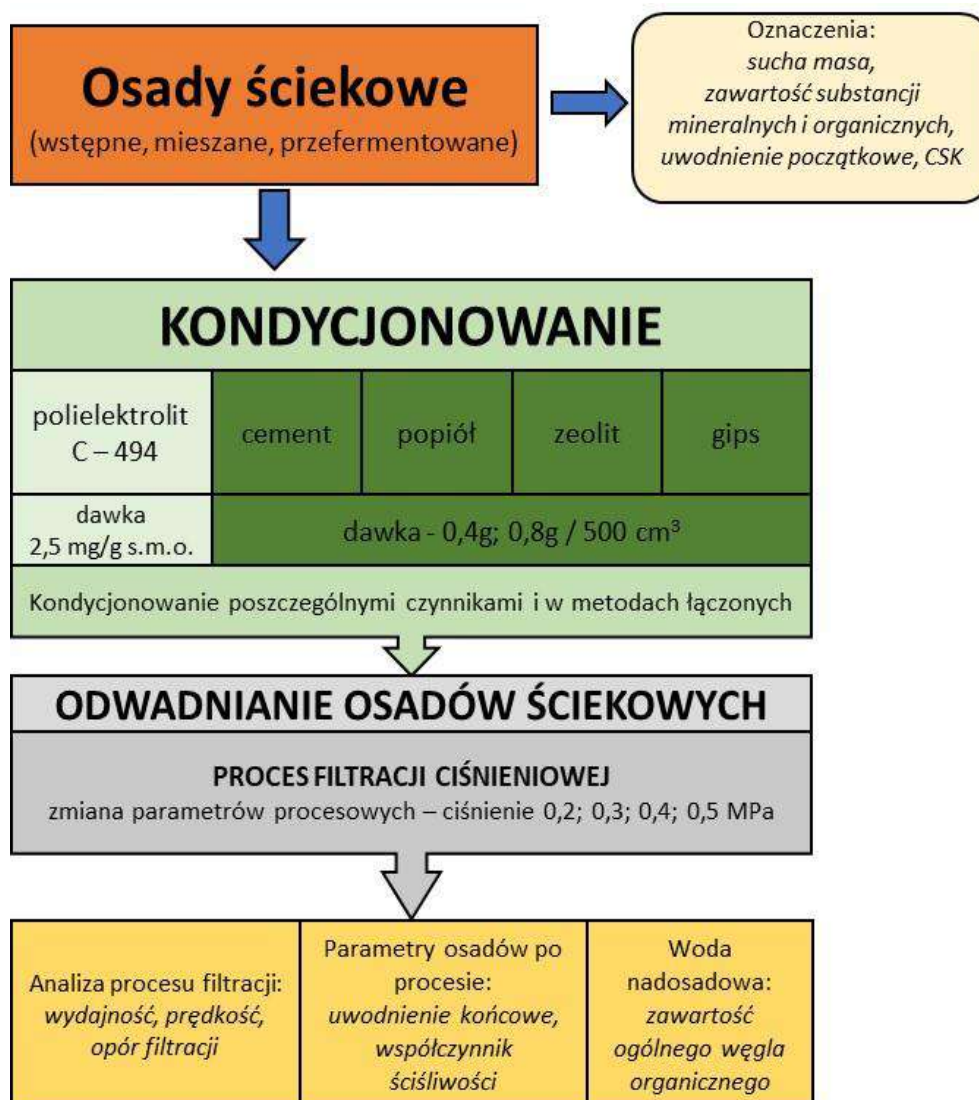
Cel naukowy:

Badania interakcji między zawartymi w osadach ściekowych zdestabilizowanymi kłaczkami kondycjonowaniem chemicznym, a dodatkiem substancji mineralnych na obniżenie współczynnika ściśliwości i utrzymanie określonej wydajności i prędkości procesu filtracji.

Cel użytkowy

Utrzymanie wysokiej wydajności procesu filtracji i zahamowanie wzrostu oporu przegrody filtracyjnej jak i warstwy placka (zjawisko kolmatacji) przez zmianę współczynnika ściśliwości prowadzi do efektywniejszego odprowadzenia wody zawartej w osadach ściekowych.

Badania prowadzono zgodnie z modelem zamieszczonym na rysunku 26.



Rys. 26. Schemat wykonanych badań

3. OBIEKT BADAŃ I METODYKA BADAWCZA

3.1. Substrat badań

Substratem badań były osady ściekowe (wstępne, mieszane i przefermentowane) pochodzące z komunalnej oczyszczalni ścieków „Warta” S.A znajdującej się w Częstochowie przy ulicy Srebrnej.

Tab. 3. Charakterystyka badanych osadów

Oznaczenie	Jednostka	Osady wstępne	Osady mieszane	Osady przefermentowane
Uwodnienie początkowe	%	97,1–98,4 ± 0,19	97,5-98,1 ± 0,15	98,2-98,5 ± 0,17
Sucha masa osadu	g/dm ³	29,0-16,0 ± 0,2	25,0-19,0 ± 0,18	18,0-15,0 ± 0,22
Zawartość substancji organicznych	g/dm ³	18,5– 10,2 ± 0,16	16,7-13,2 ± 0,18	9,0-7,8 ± 0,17
Zawartość substancji mineralnych	g/dm ³	10,5-5,8 ±0,13	8,3-5,8 ±0,10	9,0-7,2 ±0,14
pH	-	6,8-7,1 ±0,10	6,9-7,0 ±0,10	6,8-7,1 ±0,10
CSK	s	112÷128 ±8,0	206÷238 ±19,0	786÷865 ±34,0

3.2. Charakterystyka zastosowanych do kondycjonowania środków chemicznych

Do wspomaganie procesu kondycjonowania osadów ściekowych zastosowano dodatki takie jak: cement, popiół, gips, zeolit. Użyto je ze względu na specyficzne właściwości, polegające na przyłączaniu cząsteczek wody do znajdujących się w roztworze wodnym jonów i ziaren minerałów (hydratacja). Dawkowanie wymienionych substancji wpływa na blokowanie upakowania kłaczek osadów, co powoduje, że w pobliżu ziarna powstaje strefa o podwyższonej porowatości i obniżonej zawartości cząstek osadów, tym samym zmniejszając ściśliwość osadów ściekowych. Efekt ten jest powstaje dzięki obecności mineralnych ziaren zastosowanych substancji strukturotwórczych. Proces przyłączania cząsteczek wody do minerałów i innych związków chemicznych nazwano uwadnianiem. Utworzona w ten sposób struktura osadów ściekowych ma większą wytrzymałość na ściskanie. Do wspomaganie działania substancji mineralnych zastosowano również polielektrolit w łączonych metodach kondycjonowania.

Stosowane substancje kondycjonujące:

- **polielektrolit** - do chemicznego preparowania osadów ściekowych zastosowano polielektrolit polielektrolity Kemira Superfloc® z serii C: słabo kationowy C-494. Działanie żelu polega na wymianie ładunku między łańcuchem polielektrolitu, a zawiesiną. Na skutek takiego działania zawiesina traci stabilność i staje się zdolna do koagulacji, względnie tworzenia kłaczków. W celu poprawy właściwości i zdolności do oddawania wody do badanego osadu dodano polielektrolit w dawce 2,5 mg/g s.m.o., niezależnie od rodzaju osadów.
- **cement** – jest to szary i sypki materiał, będący hydraulicznym spoiwem, otrzymuje się go w wyniku zmielenia surowców mineralnych (które wypalone są na klinkier w piecu cementowym) z gipsem. Przygotowuje się z niego zaprawy cementowe i betony. W badaniach stosowano dawki 0,4 i 0,8 g/500 cm³ osadów ściekowych.
- **gips** – jest to uwodniony siarczan wapnia, który po ogrzaniu traci częściowo wodę i przechodzi w gips palony w temp. 120 – 130 °C. W takiej postaci łatwo pobiera wodę i twardnieje, dlatego wykorzystywany jest jako materiał zaprawowy. W badaniach stosowano dawki 0,4 i 0,8 g/500 cm³ osadów ściekowych.
- **popiół** – jest to stała pozostałość otrzymana w wyniku działania wysokich temperatur na substancje organiczne takie jak np. węgiel kamienny – jest produktem wtórnym spalania. W badaniach stosowano dawki 0,4 i 0,8 g/500 cm³ osadów ściekowych.
- **zeolit 13X** – adsorber syntetyczny typu 13X. Komórka elementarna zeolitu typu X zawiera 192 tetraedry (Si,Al)O₄. Zasadniczym elementem struktury są kubaoktaedry zbudowane z 14 czworościanów SiO₄ i 10 czworościanów AlO₄. Zeolit 13X charakteryzuje się średnicą porów ok. 1,3 μm, wielkością kul od 1,3 do 2,3 μm. W badaniach stosowano dawki 0,4 i 0,8 g/500 cm³ osadów ściekowych

3.3. Aparatura badawcza

Filtrację ciśnieniową przeprowadzono na urządzeniu do laboratoryjnej filtracji ciśnieniowej. Urządzenie to składa się z filtra ciśnieniowego (rys. 27), butli ze sprężonym powietrzem (rys. 28), zaworu regulującego odcinającego dopływ powietrza, cylindrów

miarowych, w których gromadzi się przesącz, tkaniny filtracyjnej umieszczonej wewnątrz filtra, manometru oraz stopera.



Rys. 27. Stanowisko filtracji ciśnieniowej (cylinder wypełniony osadem ściekowym) [opracowanie własne].



Rys. 28. Sprężone powietrze [opracowanie własne].

Badania prowadzono za pomocą prasy filtracyjnej pracującej cyklicznie. Zachowano odpowiedni porządek wykonywanych działań (rys. 29 – 34):

- Ustawienie na manometrze wymaganego ciśnienia filtracji wynoszącego $\Delta P = 0,2; 0,3; 0,4$ oraz $0,5$ MPa.

- Następnie umieszczono tkaninę filtracyjną na przegrodzie filtracyjnej.
- Wlano do komory filtra uprzednio przygotowaną próbkę osadów.
- Założono pokrywę filtra i uszczelniono ją śrubą dociskową.
- Odkręcono zawór odcinający dopływ powietrza do filtra i rozpoczęto pomiaru ilości filtratu zbierającego się w cylindrze miarowym w określonych odstępach czasu.
- Proces prowadzono do momentu spadku ciśnienia na manometrze.
- Po spadku ciśnienia na manometrze, zamknięto zawór odcinając dopływ sprężonego powietrza.
- Następnie rozebrano komorę filtra i przełożono tkaninę zawierającą placek filtracyjny do parownicy.
- Ostatnim elementem wykonywania pomiaru było umieszczenie parownicy z zawartością w suszarce i suszenie w temperaturze 105°C.



Rys. 29. Odmierzane związki organiczne odpowiednio 0,4 i 0,8 gram (cement, zoolitu, popiół po spalaniu węgla kamiennego, gips) [opracowanie własne].



Rys. 30. Parowniczkki z tkaniną osadową i osadem ściekowym w suszarce laboratoryjnej [opracowanie własne].



Rys. 31. Eksykator z parownicami z osadem i tkaniną filtracyjną [opracowanie własne].



Rys. 32. Piec do prażenia osadów ściekowych [opracowanie własne].



Rys. 33. PH-metr Elmetron CP-501 [opracowanie własne].



Rys. 34. CSK z cylindrem stożkowym [opracowanie własne].

3.4. Metody analityczne

Uwodnienie początkowe osadu

Zawartość wody w osadach to stosunek masy wody zawartej w osadzie do masy uwodnionego osadu. Stosunek ten jest tym większy, im mniejsze są cząstki substancji stałych. Oblicza się go ze wzoru (wg normy PN-EN 12880):

$$U = \frac{(m_1 - m) - (m_2 - m)}{(m_1 - m)} \cdot 100[\%] \quad (12)$$

gdzie:

U – zawartość wody w próbce osadu [%],

m – masa pustej parowniczk [g],

m_1 – masa parownicy z osadem [g],

m_2 – masa parownicy z osadem po wysuszeniu [g].

Sucha masa osadu

Sucha masa osadu to zawartość substancji stałych w osadzie – łączna zawartość substancji organicznych i mineralnych, otrzymana po procesie suszenia. Obliczenie suchej masy osadu odbywa się na podstawie wzoru (wg normy PN-EN 12880):

$$X_1 = \frac{(a-b) \cdot 1000}{c} \cdot \left[\frac{\text{g}}{\text{dm}^3} \right] \quad (13)$$

gdzie:

X_1 – sucha masa osadu [g/dm^3],

a – masa parownicy z wysuszonym osadem [g],

b – masa parownicy bez osadu [g],

c – masa osadu użyta do oznaczenia [dm^3].

Pozostałość po prażeniu

Pozostałość po prażeniu (substancję mineralne) to część suchej pozostałości po prażeniu w piecu muflowym w ciągu 1 godz. w temperaturze 550°C. Pozostałość po prażeniu oblicza się wg wzoru (wg normy PN-EN 12879):

$$X_2 = \frac{(a-b) \cdot 1000}{c} \cdot \left[\frac{\text{g}}{\text{dm}^3} \right] \quad (14)$$

gdzie:

X_2 – pozostałość po prażeniu [g/dm^3],

a – masa parownicy z wysuszonym osadem [g],

b – masa parownicy z osadem po prażeniu [g],

c – masa osadu użyta do oznaczenia [dm^3].

Strata po prażeniu

Stratę po prażeniu należy obliczyć z różnicy masy suchej pozostałości i pozostałości po prażeniu, wg wzoru (wg normy PN-EN 12879):

$$X_3 = X_1 - X_2 \cdot \left[\frac{\text{g}}{\text{dm}^3} \right] \quad (15)$$

gdzie:

X_3 – strata po prażeniu [g/dm^3],

X_2 – sucha masa osadu [g/dm^3],

X_1 – pozostałość po prażeniu [g/dm^3].

3.5. Określenie parametrów procesu filtracji ciśnieniowej.

Prędkość filtracji

Prędkość filtracji to stosunek objętości filtratu do czasu, w którym go otrzymano. Prędkość filtracji oblicza się ze wzoru

$$v = \frac{V}{t} \left[\frac{\text{cm}^3}{\text{s}} \right] \quad (16)$$

gdzie:

v – prędkość filtracji [cm^3/s],

V – objętość filtratu po zakończonej filtracji w czasie t [cm^3],

t – całkowity czas filtracji (do momentu spadku ciśnienia na manometrze) [s].

Wydajność filtracji

Wydajność filtracji to ilość masy odwodnionego osadu w ciągu jednostki czasu pracy filtru, przypadająca na jednostkę powierzchni filtracyjnej. Wydajność filtracji oblicza się ze wzoru

$$Q = \frac{M_{no}}{F \cdot t} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \right] \quad (17)$$

gdzie:

Q – wydajność filtracji [$\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$],

M_{no} – masa placka osadowego po odwadnianiu (przed wysuszeniem) [kg],

F – powierzchnia filtracji równa polu powierzchni koła wewnętrznej części filtra [m^2]

t – całkowity czas filtracji (do momentu spadku ciśnienia na manometrze), [h]

Opór filtracji

Opór właściwy filtracji jest ilościowym miernikiem zdolności osadów do odwadniania. Równy jest różnicy ciśnień potrzebnej do wytworzenia jednostkowej szybkości odpływu filtratu przez jednostkę masy płaska osadu. Opór właściwy filtracji oblicza się ze wzoru

$$r = \frac{2\Delta P \cdot F_f^2 \cdot b}{\mu \cdot c} \left[\frac{\text{m}}{\text{kg}} \right] \quad (18)$$

gdzie:

r – pozorny masowy opór filtracji [m/kg],

ΔP – ciśnienie filtracji [N/m²],

F_f – powierzchnia filtracji [m²],

b – współczynnik kierunkowy prostej będącej funkcją $t_f / V_f = f(V)$ [s/m³],

t_f – czas filtracji [s],

V_f – objętość filtratu [m³],

μ – lepkość filtratu [N·s/m²],

c – masa cząstek stałych przypadająca na jednostkę objętości cieczy w osadzie [kg/m³].

Uwodnienie końcowe placka osadu po procesie filtracji

Uwodnienie końcowe placka osadu po procesie filtracji oblicza się ze wzoru

$$U_{wpl} = \frac{m_s - m_p}{m_m - m_p} \cdot 100[\%] \quad (19)$$

gdzie:

m_s – masa parownicy i osadu wysuszonego [g],

m_m – masa parownicy z plackiem osadu po filtracji [g],

m_p – masa parownicy [g].

Uwodnienie końcowe osadu oblicza się ze wzoru:

$$U_{wo} = 100 - U_{wpl}[\%] \quad (20)$$

gdzie:

U_{wo} – uwodnienie osadu [%],

U_{wpl} – uwodnienie placka osadowego [%].

Współczynnik ściśliwości

Wartość współczynnika ściśliwości osadów można wyznaczyć na podstawie poniższego równania, wykorzystując metodę analityczno-graficzną

$$S = \operatorname{tg} \alpha = \frac{\log r_2 - \log r_1}{\log p_2 - \log p_1} \quad (21)$$

gdzie:

S – współczynnik ściśliwości,

r_1 – opór właściwy przy ciśnieniu p_1 ,

r_2 – opór właściwy przy ciśnieniu p_2 .

Osady ściekowe są materiałem, który jest ściśliwy. Opór właściwy zwykle ulega wzrostowi razem ze wzrostem ciśnienia podczas prowadzenia procesu filtracji. Faza stała a właściwie jej cząstki ulegają odkształceniom, różnym w zależności od zadanego ciśnienia, co powoduje wypełnianie porów wewnątrz powstającego placka. Taką zależność można wyrazić równaniem:

$$r = r_0 \cdot p^s \quad (22)$$

gdzie:

r – opór właściwy osadu przy ciśnieniu p ,

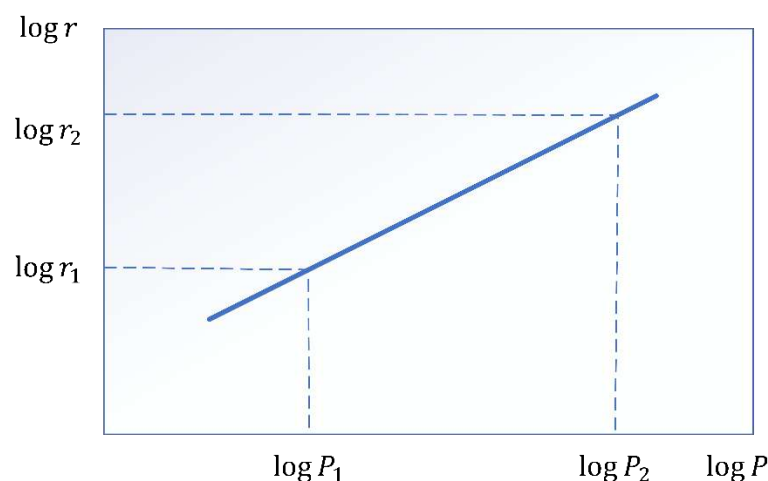
r_0 – stała reprezentująca opór właściwy placka osadu nieściśliwego,

p – ciśnienie filtracji,

s – współczynnik ściśliwości.

Współczynnik ściśliwości wyznaczany jest na podstawie testu oporu właściwego filtracji według przeprowadzanych kilku badań dla tej samej próbki, lecz przy różnych wartościach ciśnienia. Wykonując wykres oporu właściwego filtracji w funkcji ciśnienia (logarytmiczny układ współrzędnych) otrzymamy zależność $\log r = f(\log p)$, która będzie linią prostą. Wartość współczynnika ściśliwości osadu ściekowego wyrażać będzie tangens kąta nachylenia prostej, co widać na wzorze oraz rysunku 35 poniżej.

$$S = \operatorname{tg} \alpha = \frac{\log r_2 - \log r_1}{\log P_2 - \log P_1} \quad (23)$$



Rys. 35. Wyznaczanie współczynnika ściśliwości osadu.

Literatura wartość współczynnika ściśliwości podaje w przedziale 0,4-1,1. Na podstawie przeprowadzonych przeze mnie badań, wartości te się potwierdzają, a dolna granica została przekroczona. Możliwe są także współczynniki mniejsze od zera, lecz są charakterystyczne na przykład dla osadów hydrofobowych (wodorotlenki metali ciężkich), a wartości na poziomie zera dla piasku. Wzrost stopnia flokulacji powoduje wzrost współczynnika ściśliwości, a do odseparowania wody z osadów pobranych z komunalnych oczyszczalni ścieków unika się stosowania nagłego wysokiego ciśnienia, ponieważ może powodować to zatykanie porów przegrody filtracyjnej tzw. kolmatację. Jest to jak najbardziej słuszna uwaga i warta przestrzegania podczas prowadzenia badań laboratoryjnych. W ciśnieniowych prasach filtracyjnych wzrost ciśnienia jest powolny, stopniowy, aby w następnych etapach filtracji wzrastało stężenie suchej masy osadów.

Również na podstawie współczynnika ściśliwości możliwe jest obliczenie wartości oporu właściwego filtracji według równania

$$r_1 = r_2 \left[\frac{P_2}{P_1} \right]^s \quad (24)$$

gdzie:

r_2 – opór właściwy filtracji przy ciśnieniu P_2 ,

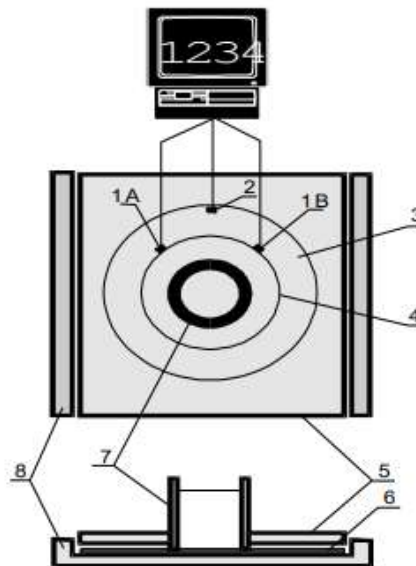
r_1 – opór właściwy filtracji przy ciśnieniu P_1 ,

s – współczynnik ściśliwości.

3.6. Czas ssania kapilarnego

Test CSK to oznaczenie, które można traktować jako alternatywa oporu właściwego filtracji. Zjawisko ssania kapilarnego zachodzi w procesie transpiracji

wilgoci w bibułę filtracyjną. Oznaczenie CSK polega na wystawieniu na działanie osadu, kołowej powierzchni, która znajduje się w obrębie środka kawałka bibuły absorbującej. Jej zadaniem jest wchłonięcie wilgoci z osadu w danym czasie, a czas jest zależny od gradacji bibuły filtracyjnej, temperatury i zdolności filtracyjnych osadu [82]. Schemat urządzenia do wykonania testu CSK przedstawia rysunek 36.



Rys. 36. Schemat przyrządu do oznaczania czasu ssania kapilarnego: 1A, 1B i 2 – podpórki stanowiące jednocześnie kontakty, 3 - okrąg o $\varnothing = 4,5$ cm, 4 - zaznaczony na górnej płytce okrąg o $\varnothing = 3,2$ cm, 5 – górna płytka, 6 – gruba bibuła (chromatograficzna), 7 – cylinderek ze stali nierdzewnej, 8 – dolna płytka [82].

Wykonanie testu CSK pozwala na dobranie odpowiedniej dawki polielektrolitu używanego do kondycjonowania osadów ściekowych. Optymalny czas to 20-25 s.

3.7. Sieci neuronowe

Sztuczne sieci neuronowe, posiadają właściwości wykorzystywane w wielu zastosowaniach praktycznych: mogą pełnić rolę uniwersalnego układu aproksymacyjnego odwzorowującego wielowymiarowe zbiory danych, posiadają zdolność uczenia się i dostosowywania do zmieniających się warunków środowiskowych. Mają również zdolność uogólniania nabytej wiedzy, stanowiąc pod tym względem system sztucznej inteligencji. Działania sieci neuronowej oparte jest na algorytmach uczących, umożliwiających zaprojektowanie odpowiedniej struktury sieci i doborze parametrów tej struktury, dostosowanych do problemu, który podlega rozwiązaniu. Inspiracją do interpretacji sztucznych sieci neuronowych była budowa naturalnych neuronów, połączeń z synapsami oraz całych układów nerwowych,

w szczególności mózgu. Dzięki dendrytom pojedynczy neuron potrafi gromadzić sygnały pochodzące z innych komórek i receptorów. Uzyskane ze wszystkich dendrytów sygnały są gromadzone i sumowane w komórce nerwowej (perikarionie). Odpowiedzialny także jest za wyznaczenie sygnału wyjściowego. Informacja w kolejnym etapie jest przekazywana przez akson, który wyprowadza sygnał wyjściowy i przekazuje do innych neuronów poprzez rozwarstwowaną strukturę wyjściową (telodendron) [83].

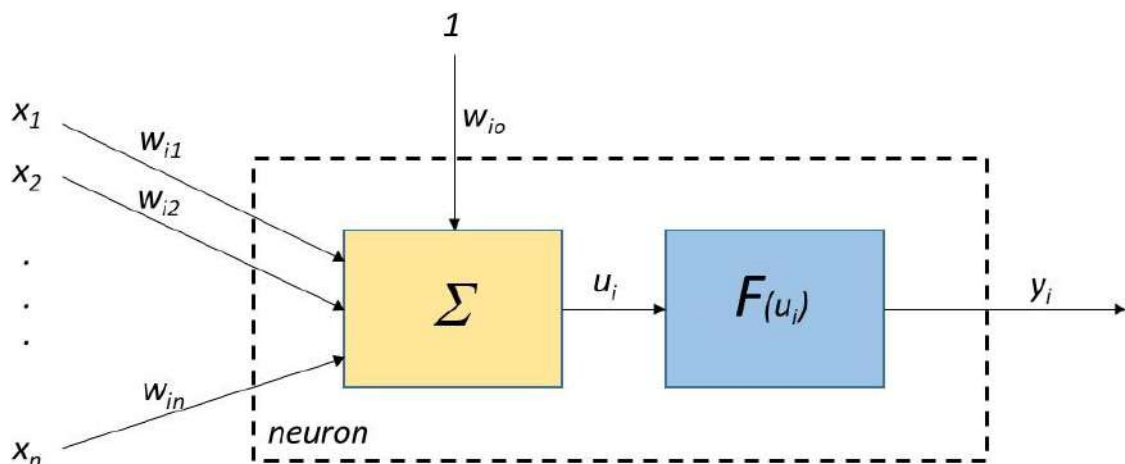
Sieci neuronowych jako dziedzina zaistniały wraz z wydaniem historycznej pracy McCulloch'a i Pitts'a w 1943 roku [84, 85]. Właśnie w tej pracy po raz pierwszy przedstawiono matematyczny opis komórki nerwowej oraz powiązanie go z problemem przetwarzania danych. Problem ten rozwinięto w kolejnych pracach tych samych autorów. Model, który został zaprezentowany wywarł wielki wpływ na późniejszy rozwój tej dziedziny.

Zasadniczym elementem tego modelu jest sumowanie sygnałów wejściowych z odpowiednią wagą i poddanie otrzymanej sumy działaniu nieliniowej funkcji aktywacji. Sygnał wyjściowy neuronu y_i jest określony w postaci:

$$y_i = f(\sum_{j=1}^n W_{ij}x_j) \quad (25)$$

przy czym:

- x_j ($j = 1, 2, \dots, N$) reprezentują sygnały wejściowe,
- W_{ij} – odpowiednie współczynniki wagowe, zwane wagami synaptycznymi lub w skrócie wagami.



Rys. 37. Model pojedynczego neuronu McCullocha-Pittsa [85]

Przy dodatniej wartości waga przekazuje sygnał pobudzający, przy ujemnej – gaszący [85]. Funkcja aktywacji $f()$ może mieć różną postać, w modelu pierwotnym

McCullocha-Pittsa jest to funkcja typu skoku jednostkowego. Schemat neuronu McCullocha-Pittsa przedstawiono na rysunku 37.

W skład neuronu wchodzi element sumacyjny, do którego dochodzą sygnały wejściowe x_1, x_2, \dots, x_n jako wektory wejściowe $x = [x_1, x_2, \dots, x_n]^T$, które są pomnożone przez przyporządkowane im wagi $W_{i1}, W_{i2}, \dots, W_{in}$ tworzące wektor wag i -tego neuronu $W_i = [W_{i1}, W_{i2}, \dots, W_{in}]^T$ oraz wartość zwana progamiem W_{i0} . Jako sygnał wyjściowy sumatora oznaczono u_i , przy czym:

$$u_i = \sum_{j=1}^N W_{ij} x_j + W_{i0} \quad (26)$$

Sygnał ten trafia na blok realizujący nieliniową funkcję aktywacji $f(u_i)$ i uzyskuje się sygnał wyjściowy y_i .

Działanie sieci neuronowej polega na wyznaczeniu wektora sygnałów wyjściowych na podstawie wektora sygnałów wejściowych. Jest to realizowane poprzez obliczanie kolejno dla każdej warstwy, począwszy od pierwszej, najpierw wektorów sygnałów wyjściowych części liniowej neuronu, a następnie na ich podstawie wektorów sygnałów wyjściowych części nieliniowej neuronu, które stają się sygnałem wejściowym do kolejnej warstwy.

W celu ograniczenia tendencji do tzw. „przeuczenia sieci” zbiór danych został losowo podzielony na zbiór uczący (70%) służący do modyfikacji wag; zbiór walidacyjny (15%) do monitorowania procesu uczenia oraz zbiór testowy (15%) do oceny sieci po zakończeniu uczenia. Program Statistica Sieci Neuronowe Automatyczny Projektant domyślnie usiłuje utrzymać równowagę między błędem sieci a różnorodnością sieci, czyli stara się zachować przedstawicieli kilku różnych sieci, mimo, że nie są to sieci najdoskonalsze [86].

3.8. Statystyczna analiza wyników i niepewności pomiarów bezpośrednich

Podając wynik pomiaru określonej wielkości, należy koniecznie podać także pewną ilościową informację o jakości tego wyniku, a ściślej o jego dokładności (czyli o stopniu przybliżenia do wartości prawdziwej), tak aby korzystający z tego wyniku mógł ocenić jego wiarygodność. Bez takiej informacji wyniki pomiarów nie mogą być porównywane ani między sobą, ani z danymi z literatury lub norm [87].

Błąd przypadkowy wyniku pomiaru nie może być skompensowany przez poprawkę, ale może być zmniejszony przez wielokrotne powtarzanie pomiarów, a ściślej

przez wykonanie serii n pomiarów (w rozpatrywanych przypadkach $n = 5$) i przyjęcie jako wyniku końcowego średniej arytmetycznej serii wyników x_i .

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (27)$$

W charakterze najlepszej oceny wartości rzeczywistej μ_x przyjmowano średnią arytmetyczną.

W analizie niepewności pomiarowych posługuje się oprócz wprowadzonych wielkości mianowanych także innymi, które są bezwymiarowe. Są nimi:

- Niepewność względna pojedynczego pomiaru:

$$\varepsilon_x^{(i)} = \frac{s_x}{x_i} \quad (28)$$

- Niepewność względna wartości średniej

$$\varepsilon_{\bar{x}} = \frac{s_{\bar{x}}}{\bar{x}} \quad (29)$$

które podawane są zazwyczaj w procentach.

Znając klasę C_a przyrządu (miernika) analogowego użytego w pomiarach wyznaczamy maksymalną wartość niepewności całkowitej $\delta^{(c)}$ korzystając z zależności:

$$\delta^{(c)} = \frac{C_a Z}{100} \quad (30)$$

gdzie klasa C_a wyrażona jest w procentach, Z oznacza używany zakres pomiarowy przyrządu (miernika).

Jeśli stosujemy w pomiarach miernik cyfrowy, to:

$$\delta^{(d)} = \frac{C_d x}{100} + \delta_r \quad (31)$$

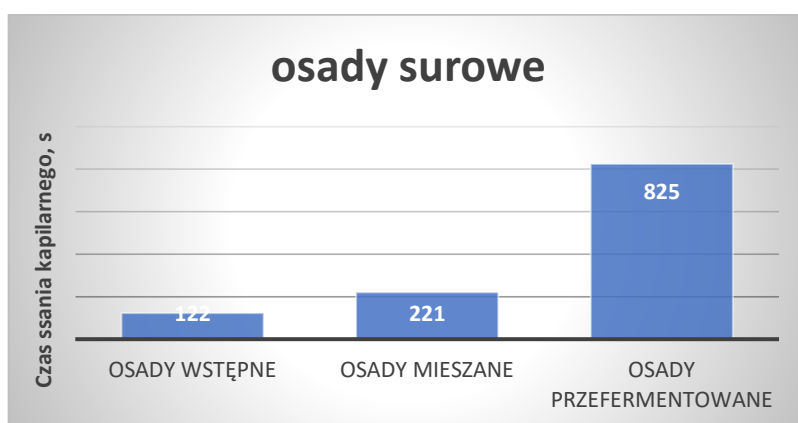
gdzie C_d — klasa (w procentach) miernika cyfrowego, a δ_r jest rozdzielczością miernika (zwana także niepewnością dyskretyzacji zależną od zakresu pomiarowego).

Przedstawione dotychczas metody oceniania niepewności pomiarowych są przydatne w pomiarach bezpośrednich (zwanym także pomiarami prostymi), kiedy to wartości mierzone są odczytywane bezpośrednio ze skali miernika [87].

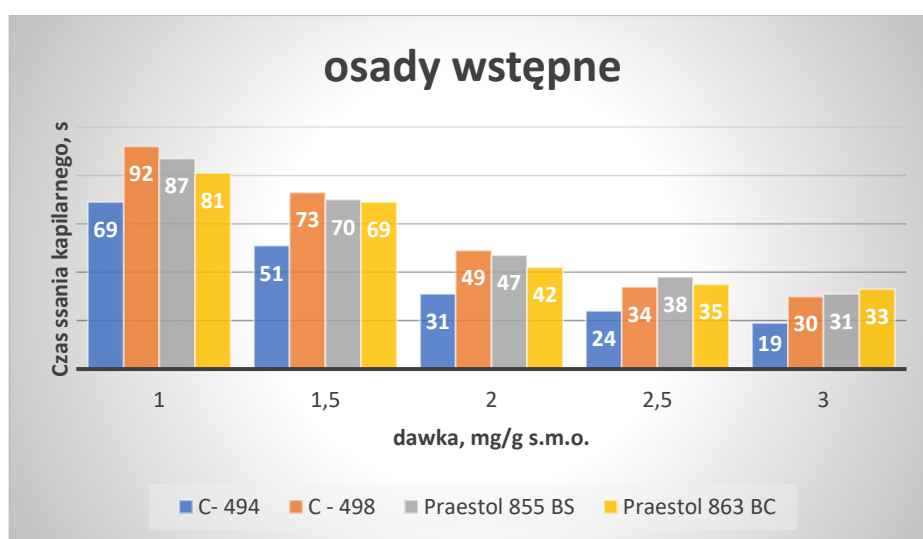
4. WYNIKI I ICH ANALIZA

4.1. Dobór rodzaju i dawki organicznych środków kondycjonujących

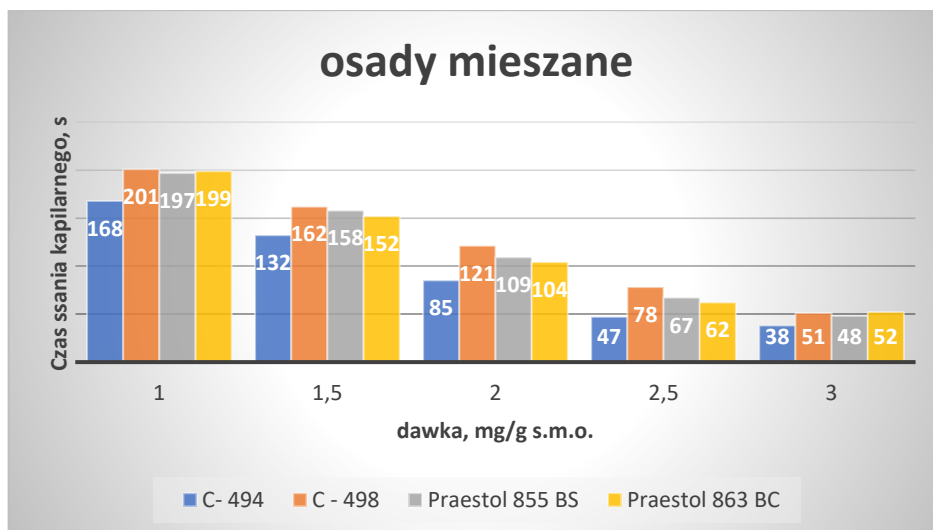
W toku badań laboratoryjnych przeprowadzono badania czasu ssania kapilarnego dla osadów wstępnych, mieszanych i przefermentowanych w celu ustalenia najkorzystniejszej dawki dodawanego przy kondycjonowaniu osadów polielektrolitu – słabo kationowego C-494, dwóch polielektrolitów średnio kationowych C-498 i PRESTOL855 BS oraz polielektrolitu silnie kationowego PROESTOL 863 BC. Wszystkie polielektrolity użyto w dawkach 1,0; 1,5; 2,0; 2,5; 3,0 mg/g s.m.o. w postaci roztworu wodnego o stężeniu 0,1%. Polielektrolit dodawano do próbki osadów o objętości 100 cm³. Czas ssania kapilarnego dla osadów surowych przedstawiono na rysunku 38.



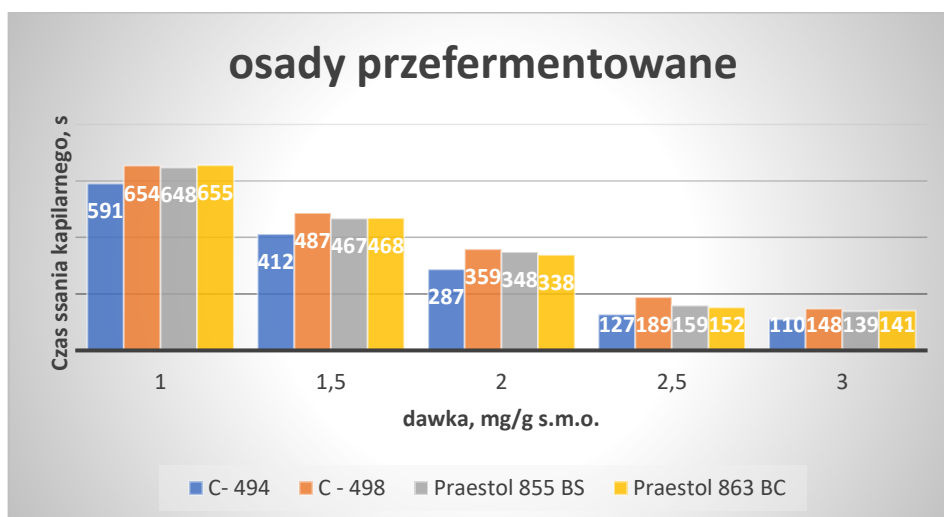
Rys. 38. Czas ssania kapilarnego osadów bez dodatku polielektrolitów.



Rys. 39. Wpływ dawki polielektrolitów na zmiany czasu ssania kapilarnego wstępnych osadów ściekowych.



Rys. 40. Wpływ dawki polielektrolitów na zmiany czasu ssania kapilarnego mieszanych osadów ściekowych.



Rys. 41. Wpływ dawki polielektrolitów na zmiany czasu ssania kapilarnego przefermentowanych osadów ściekowych.

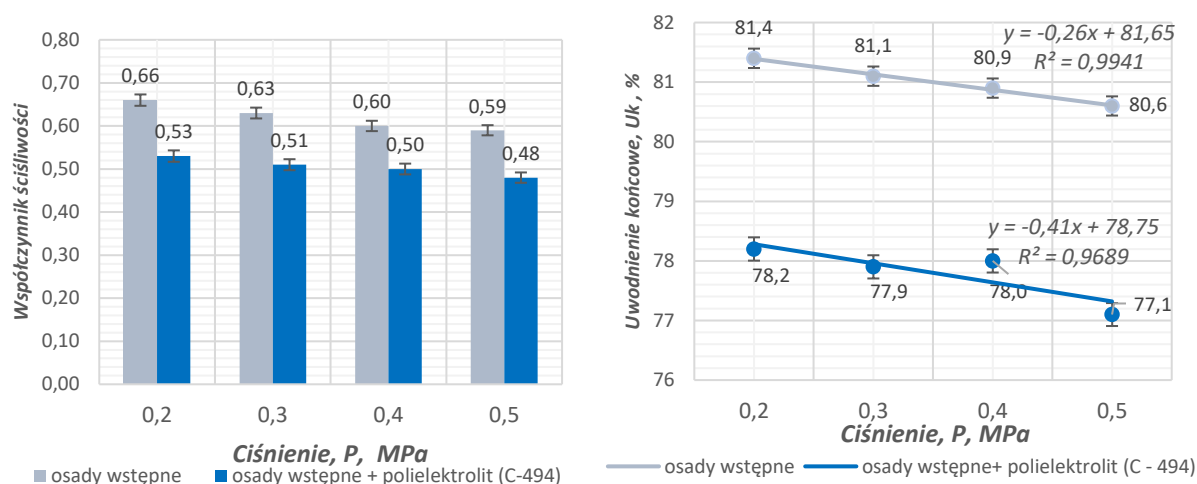
Po przeanalizowaniu uzyskanych wyników stwierdzono, że przy każdym zastosowanym polielektrolicie uzyskano obniżenie czasu ssania kapilarnego zależne od zastosowanej dawki. Niezależnie od rodzaju osadów najlepszym polielektrolicem okazał się słabo kationowy organiczny flokulant Superfloc® C- 494. Czas ssania kapilarnego był niższy o około 10% niż dla osadów preparowanych pozostałymi polielektrolitami (rys. 39, 40, 41). Dlatego do dalszych badań wybrano słabo kationowy organiczny flokulant Superfloc® C- 494 w dawce 2,5 mg/g s.m.o. jako czynnik wspomagający w metodach łączonych dawkowanie substancji mineralnych. Wybór większej dawki (3,0 mg/g s.m.o.) uznano za niezasadne z ekonomicznego punktu widzenia.

4.2. Wpływ kondycjonowania osadów ściekowych na zmianę współczynnika ściśliwości oraz wybranych parametrów filtracji ciśnieniowej

4.2.1. Osady wstępne

Osady ściekowe kondycjonowane polielektrolitem

Dla osadów wstępnych pobranych z oczyszczalni ścieków „Warta” S.A. wykonano próby filtracji ciśnieniowej przy ciśnieniu filtracji równym 0,2 MPa, 0,3 MPa, 0,4 MPa oraz 0,5 MPa. Pierwsza seria badawcza obejmowała pomiary na osadzie surowym oraz osadzie surowym z dodatkiem polielektrolitu C-494. Wyniki prezentuje rysunek 42.



Rys. 42. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych kondycjonowanych polielektrolitem

Na rysunku 42 widać niewielki spadek współczynnika ściśliwości osadów wstępnych postępujący wraz z podnoszeniem ciśnienia filtracji. Spadek ten jest jednak stosunkowo niski, przyrost ciśnienia filtracji o 0,3 MPa (z 0,2 MPa do 0,5 MPa) spowodował spadek współczynnika ściśliwości jedynie o 0,07. Świadczy to o niezbyt dużym wpływie ciśnienia procesu filtracji na ściśliwość badanych osadów ściekowych. Jednocześnie wysoka wartość współczynnika ściśliwości (0,59 – 0,66) świadczy o dość dużej ściśliwości osadów wstępnych. Dodatek polielektrolitu C-494 przekłada się na zauważalny spadek współczynnika ściśliwości osadów wstępnych. Spadek współczynnika dla każdego z wariantów ciśnienia filtracji osadu z polielektrolitem wynosi około 1/6 wartości współczynnika ściśliwości dla osadu wstępnego bez dodatku polielektrolitu. Jednocześnie współczynnik ściśliwości osadu wstępnego z C-494 spada

wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji identycznie jak w przypadku osadu bez polielektrolitu. Świadczy to o wyraźnie wyższym stopniu korelacji współczynnika ściśliwości z użyciem polielektrolitu niż ze wzrostem ciśnienia filtracji.

W przypadku uwodnienia końcowego spadek zawartości wody w osadzie zmniejszał się proporcjonalnie do wzrostu ciśnienia procesu filtracji. Spadek ten zachodził w przypadku osadu bez dodatku polielektrolitu w sposób stały, co widać na rysunku 42. Jednocześnie spadek uwodnienia końcowego w badanych warunkach ciśnieniowych nie był znaczący. W przypadku wzrostu ciśnienia o 0,3 MPa (z 0,2 MPa do 0,5 MPa) spadek uwodnienia końcowego wyniósł jedynie 0,8 punktu procentowego (z 81,4% do 80,6%). Dodanie polielektrolitu do osadu wstępnego spowodowało spadek uwodnienia końcowego między 2,9 a 3,5 punktu procentowego. Spadek ten nie zachodził idealnie liniowo wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji. W przypadku wartości ciśnienia 0,2 MPa oraz 0,3 MPa wyniósł 3,2 punktu procentowego, dla 0,4 MPa różnica wynosiła 2,9 punktu procentowego. Jednocześnie należy zauważyć dużą stabilność spadku uwodnienia końcowego osadu wraz ze wzrostem ciśnienia zarówno dla osadu wstępnego jak i osadu wstępnego z polielektrolitem C-494. Podobnie jak w przypadku współczynnika ściśliwości zauważono wyraźnie większy wpływ dodatku polielektrolitu na uwodnienie końcowe w porównaniu do wpływu wzrostu ciśnienia.

Tab. 4. Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem polielektrolitu C-494.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebicciu plačka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady wstępne	0,2	2,09 ± 0,015	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,010	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,017	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,014	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady wstępne + polielektrolit (C - 494)	0,2	4,96 ± 0,017	0,27 ± 0,010	2,17 ± 0,02
	0,3	5,24 ± 0,019	0,29 ± 0,011	2,19 ± 0,02
	0,4	5,04 ± 0,017	0,30 ± 0,011	2,87 ± 0,03
	0,5	5,60 ± 0,020	0,30 ± 0,011	2,45 ± 0,02

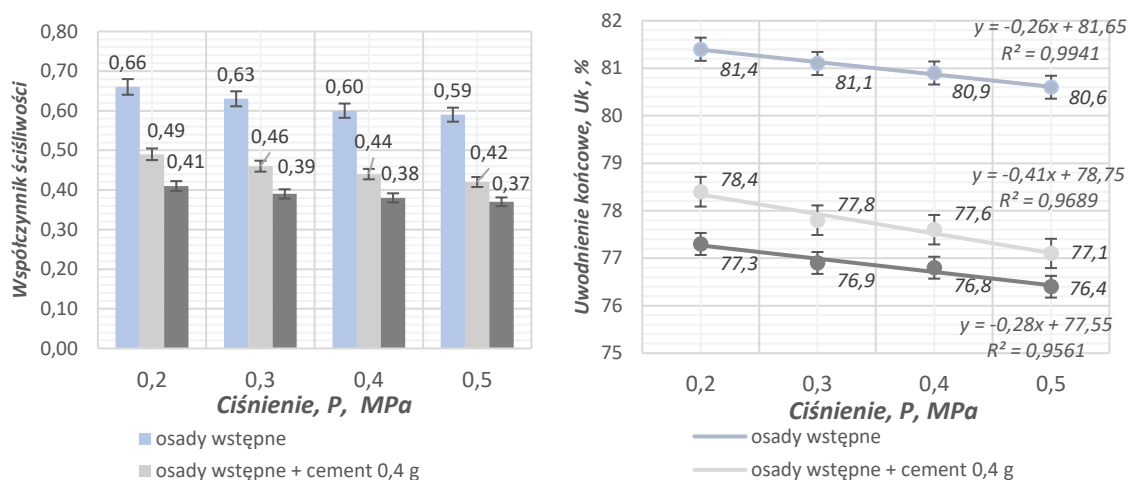
W przypadku osadów wstępnych bez dodatku polielektrolitu wydajność procesu filtracji wynosiła w zależności od ciśnienia procesu 2,09 – 3,54 kg/m²h. Zmiany ciśnienia procesu

przełożyły się na zmianę wydajności filtracji 0,36 – 1,45 kg/m²h. Wyższa różnica ciśnień przekładała się na większe rozbieżności w wydajności procesu. W porównaniu z filtracją osadu wstępnego przy ciśnieniu 0,2 MPa zmiany wynosiły 17,2 – 69,4%. Wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji wzrastała prędkość przebicia placka osadu przez frakcję płynną. W zależności od ciśnienia prędkość ta wynosiła 0,15 – 0,26 cm³/s. Różnice w prędkości wynosiły 13,3 – 73,3% względem osadu wstępnego (0,2 MPa). Opór filtracji dla osadu wstępnego bez dodatków wynosił 4,36 – 5,06 m/kg *10¹³. Należy tutaj zaznaczyć, że opór filtracji nie wzrastał proporcjonalnie do przyrostu ciśnienia filtracji. W przypadku ciśnienia 0,5 MPa wartość oporu była największa. W przypadku ciśnień 0,3 i 0,4 MPa opór spadł poniżej wartości z procesu przy ciśnieniu 0,2 MPa (tab. 4).

Dodatek polielektrolitu C-494 przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 4,96 – 5,60 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) wyniosły 2,87 – 3,51 kg/m²h co w ujęciu procentowym daje 137,3 – 167,9% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy również prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu C-494 prędkość przebicia wynosiła 0,27 – 0,30 cm³/s. W porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,12 – 0,15 cm³/s. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano natomiast spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z C-494 wynosił 2,19 – 2,87 m/kg *10¹³. Daje to spadek oporu o 39,1 – 53,9% porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane cementem

Kolejna seria pomiarowa wykonana w trakcie eksperymentu dotyczyła osadu wstępnego z dodatkiem cementu w ilości 0,4 g oraz 0,8 g na próbkę 500 cm³. Osad wstępny bez dodatków stanowił próbkę kontrolną dla wyników serii pomiarowej.



Rys. 43. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienie końcowe osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem cementu

Dodatek cementu wyraźnie zmniejszył wartość współczynnika ścisłości osadów ściekowych dla wszystkich rozpatrywanych ciśnień procesu filtracji. Spadek współczynnika ścisłości był zauważalny dla obu dawek cementu tj. 0,4 g oraz 0,8 g. Należy tutaj wskazać, że większa dawka cementu przekładała się na większy spadek współczynnika ścisłości. Jednocześnie różnica w wartości współczynnika pomiędzy osadem wstępnym z cementem w dawce 0,4 g a 0,8 g nie była tak duża jak w przypadku osadu wstępnego a osadu z 0,4 g cementu (rys. 43.) Analogicznie jak w przypadku osadu wstępnego oraz osadu wstępnego z polielektrolitem C-494 współczynnik ścisłości osadu spadał wraz ze wzrostem ciśnienia. Porównując wartości współczynnika ścisłości między osadem z polielektrolitem (rys. 42.), a osadem z dodatkiem cementu (rys. 43) można stwierdzić, że dodatek cementu ma większy wpływ na ścisłość osadu niż dodatek polielektrolitu C-494 wykorzystanego w eksperymencie. Dodatek cementu przełożył się również na spadek uwodnienia końcowego osadu. W obu seriach pomiarowych (cement w ilości 0,4 g oraz 0,8 g) widać wyraźny spadek końcowego uwodnienia placka osadu ściekowego. Jednocześnie wyższa dawka cementu (0,8 g) przełożyła się na niższy stopień uwodnienia końcowego – do min. 76,4% (rys. 43). Dodatek cementu w dawce 0,8 g pozwolił na uzyskanie niższego uwodnienia końcowego niż w przypadku filtracji ciśnieniowej osadu wstępnego z dodatkiem polielektrolitu C-494.

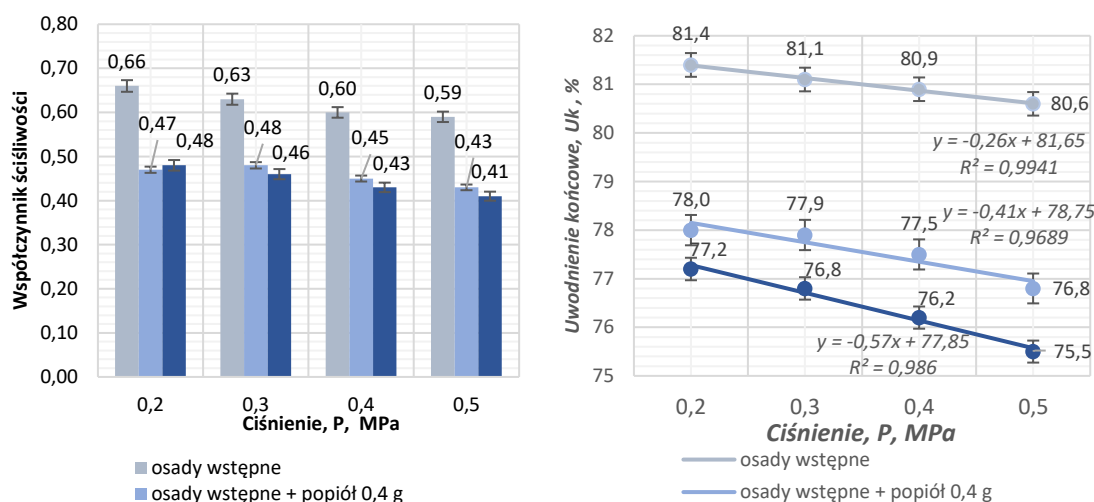
Tab. 5. Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem cementu.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady wstępne	0,2	2,09 ± 0,015	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,010	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,017	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,014	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady wstępne + cement 0,4 g	0,2	6,98 ± 0,021	0,38 ± 0,009	1,79 ± 0,02
	0,3	6,59 ± 0,025	0,37 ± 0,008	2,14 ± 0,07
	0,4	7,54 ± 0,017	0,39 ± 0,010	2,1 ± 0,05
	0,5	8,05 ± 0,026	0,41 ± 0,011	2,78 ± 0,03
osady wstępne + cement 0,8 g	0,2	8,42 ± 0,031	0,41 ± 0,008	2,56 ± 0,04
	0,3	8,39 ± 0,018	0,4 ± 0,009	3,17 ± 0,06
	0,4	9,64 ± 0,019	0,45 ± 0,010	4,22 ± 0,08
	0,5	10,45 ± 0,035	0,48 ± 0,009	3,79 ± 0,05

W przypadku dawki cementu równej 0,4 g wartości uwodnienia końcowego (rys. 43) przyjmowały wartości bardzo zbliżone do uwodnienia osadu wstępnego kondycjonowanego jedynie polielektrolitem C-494 (rys. 42). Dodatek cementu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 6,59 – 8,05 kg/m²h (tab. 5). Zmiany w stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) wyniosły 4,50 – 5,96 kg/m²h co w ujęciu procentowym daje 215,3 – 285,2% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy również prędkości przebiccia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g cementu prędkość przebiccia wynosiła 0,37 – 0,41 cm³/s. W porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,22 – 0,26 cm³/s, czyli procentowo 146,7 – 173,3%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano natomiast spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g cementu wynosił 1,79 – 2,87 m/kg * 10¹³. Daje to spadek oporu o 41,0 – 62,0% porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g cementu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 8,39 – 10,45 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 301,4 – 400,0% stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 166,7 – 220,0% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,40 – 0,48 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g cementu wyniósł 2,56 – 4,22 m/kg * 10¹³, co daje spadek o 10,4 – 45,6% względem osadu wstępnego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane popiołem

Trzecia seria pomiarowa obejmowała osady wstępne z dodatkiem popiołu w dawce 0,4 g oraz 0,8 g na próbkę 500 cm³. Osad wstępny bez dodatków ponownie stanowił próbkę kontrolną dla wyników serii pomiarowej i oceny wpływu popiołu na ściśliwość osadu i jego uwodnienie końcowe. Wyniki zaprezentowano na rysunku 4.3. Dodatek popiołu, identycznie jak cementu, zmniejszył współczynnik ściśliwości osadów ściekowych. Spadek współczynnika ściśliwości był zauważalny dla obu dawek popiołu tj. 0,4 g oraz 0,8 g. Większa dawka popiołu przekładała się na minimalnie większy spadek współczynnika ściśliwości dla ciśnień filtracji 0,3 MPa i wyższych. W przypadku filtracji przy ciśnieniu 0,2 MPa to dodatek popiołu w dawce 0,4 g pozwolił uzyskać minimalnie niższą wartość współczynnika ściśliwości osadu (0,47 dla dawki 0,4 g w stosunku do 0,48 dla 0,8 g popiołu). Zależność ta wystąpiła jedynie przy ciśnieniu 0,2 barów. Jednocześnie różnica w wartości współczynnika pomiędzy osadem wstępnym z popiołem w dawce 0,4 g a 0,8 g była praktycznie marginalna (rys. 44).



Rys. 44. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem popiołu.

Jednocześnie analogicznie jak w przypadku osadu wstępnego, osadu wstępnego z polielektrolitem C-494 oraz osadu z cementem współczynnik ściśliwości osadu spadał wraz ze wzrostem ciśnienia. Porównując wartości współczynnika ściśliwości między osadem z polielektrolitem (rys. 42) a osadem z dodatkiem cementu (rys. 43) można stwierdzić, że dodatek popiołu ma większy wpływ na ściśliwość osadu niż dodatek polielektrolitu C-494 wykorzystanego w eksperymencie.

Tab. 6. Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem popiołu.

Sposób kondycjonowania	Ciśnienie filtracji MPa	Wydajność kg/m ² h	Prędkość przy przebicciu placka osadu cm ³ /s	Opór filtracji r, m/kg *10 ¹³
osady wstępne	0,2	2,09 ± 0,015	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,010	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,017	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,014	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady wstępne + popiół 0,4 g	0,2	7,85 ± 0,022	0,36 ± 0,008	1,56 ± 0,01
	0,3	7,45 ± 0,028	0,32 ± 0,006	1,84 ± 0,03
	0,4	7,68 ± 0,024	0,34 ± 0,006	1,62 ± 0,05
	0,5	8,68 ± 0,028	0,39 ± 0,011	1,45 ± 0,02
osady wstępne + popiół 0,8 g	0,2	8,47 ± 0,032	0,41 ± 0,008	1,89 ± 0,04
	0,3	9,51 ± 0,034	0,45 ± 0,012	2,11 ± 0,04
	0,4	10,62 ± 0,036	0,48 ± 0,015	2,04 ± 0,03
	0,5	10,54 ± 0,031	0,46 ± 0,012	2,19 ± 0,02

Dodatek popiołu również przełożył się na spadek uwodnienia końcowego osadu. Obie serie pomiarowe (popiół w ilości 0,4 g oraz 0,8 g) cechował wyraźny spadek końcowego uwodnienia placka osadu ściekowego. Jednocześnie wyższa dawka popiołu (0,8 g) przełożyła się na niższy stopień uwodnienia końcowego – do 75,5% (rys. 44). Dodatek popiołu w dawce 0,8 g pozwolił na uzyskanie niższego uwodnienia końcowego niż w przypadku filtracji ciśnieniowej osadu wstępnego z dodatkiem polielektrolitu C-494. W przypadku dawki popiołu równej 0,4 g wartości uwodnienia końcowego (rys. 44) przyjmowały wartości bardzo zbliżone do uwodnienia osadu wstępnego kondycjonowanego jedynie polielektrolitem C-494 (rys. 3) Należy tutaj zauważyć, że nie wystąpiły wyraźne różnice w efektywności wpływu popiołu (rys. 44) w porównaniu do dodatku cementu (rys. 43).

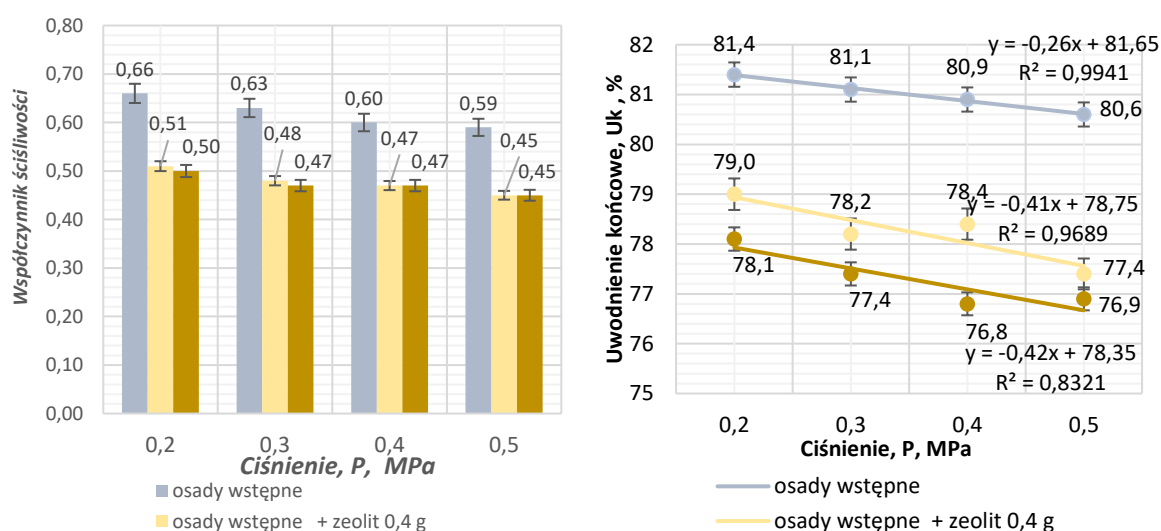
Dodatek popiołu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 7,45 – 8,68 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) stanowiły 256,5 – 315,3% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebiccia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g popiołu prędkość przebiccia wynosiła 0,32 – 0,39 cm³/s. W porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,17 – 0,24 cm³/s, czyli procentowo 113,3 – 160,0%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano natomiast spadek w porównaniu z osadem bez dodatków (tab. 6). Opór filtracji osadu z 0,4 g popiołu wynosił 1,45 – 1,84 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 91,9 – 96,6% porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g popiołu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 8,47 – 10,62 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 305,3 – 408,1% stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 173,3 – 220,0% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,41 – 0,48 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g popiołu wyniósł 1,89 – 2,19 m/kg *10¹³, co daje spadek o 84,5 – 90,9% względem osadu wstępnego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane zeolitem

Czwarta seria pomiarowa obejmowała osad wstępny z dodatkiem zeolitu w formie pyłu w dawce 0,4 g oraz 0,8 g na próbkę 500 cm³. Osad wstępny bez dodatków ponownie stanowił próbkę kontrolną dla wyników serii pomiarowej i oceny wpływu

zeolitu na ściśliwość osadu i jego uwodnienie końcowe. Wyniki zaprezentowano na rysunku 45.

Dodatek zeolitu w obu dawkach, tj. 0,4 g oraz 0,8 g, zmniejszył współczynnik ściśliwości osadów ściekowych. Spadek współczynnika ściśliwości prawie identyczny dla obu dawek zeolitu. Większa dawka popiołu przekładała się na minimalnie niższą wartość współczynnika ściśliwości dla ciśnień filtracji do 0,5 MPa. W przypadku filtracji przy ciśnieniu 0,5 MPa to dodatek zeolitu w obu dawkach przełożył się na identyczną wartość współczynnika ściśliwości (0,45 – rys. 45.). Jednocześnie, analogicznie jak w przypadku osadu wstępnego, osadu wstępnego z polielektrolitem C-494 oraz osadu z zeolitem, współczynnik ściśliwości osadu spadał wraz ze wzrostem ciśnienia. Porównując wartości współczynnika ściśliwości między osadem z polielektrolitem (rys. 42.) a osadem z dodatkiem zeolitu (rys. 45.) można stwierdzić, że dodatek zeolitu ma większy wpływ na ściśliwość osadu niż dodatek polielektrolitu C-494.



Rys. 45. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem zeolitu.

Dodatek zeolitu, identycznie jak wcześniejszych substancji pylistych, przełożył się na spadek uwodnienia końcowego osadu. W obu seriach pomiarowych (zeolit w ilości 0,4 g oraz 0,8 g) cechował wyraźny spadek końcowego uwodnienia placka osadu ściekowego. Jednocześnie wyższa dawka zeolitu (0,8 g) przełożyła się na niższy stopień uwodnienia końcowego – do min. 76,9% (rys.45). Dodatek zeolitu w dawce 0,8 g pozwolił na uzyskanie minimalnie niższego uwodnienia końcowego niż w przypadku filtracji ciśnieniowej osadu wstępnego z dodatkiem polielektrolitu C-494. W przypadku dawki zeolitu równej 0,4 g wartości uwodnienia końcowego (rys. 45) przyjmowały

wartości nieznacznie wyższe niż stopień uwodnienia osadu wstępnego kondycjonowanego jedynie polielektrolitem C-494 (rys. 42).

Dodatek zeolitu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 5,68 – 7,01 kg/m²h (tab. 7). Zmiany w stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) stanowiły 171,8 – 235,4% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebiccia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g zeolitu prędkość przebiccia wynosiła 0,30 – 0,34 cm³/s. W porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,15 – 0,19 cm³/s, czyli procentowo 100,0 – 126,7%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g zeolitu wynosił 0,92 – 1,17 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 75,2 – 80,5% porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g zeolitu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 6,41 – 7,64 kg/m²h.

Tab. 7. Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem zeolitu.

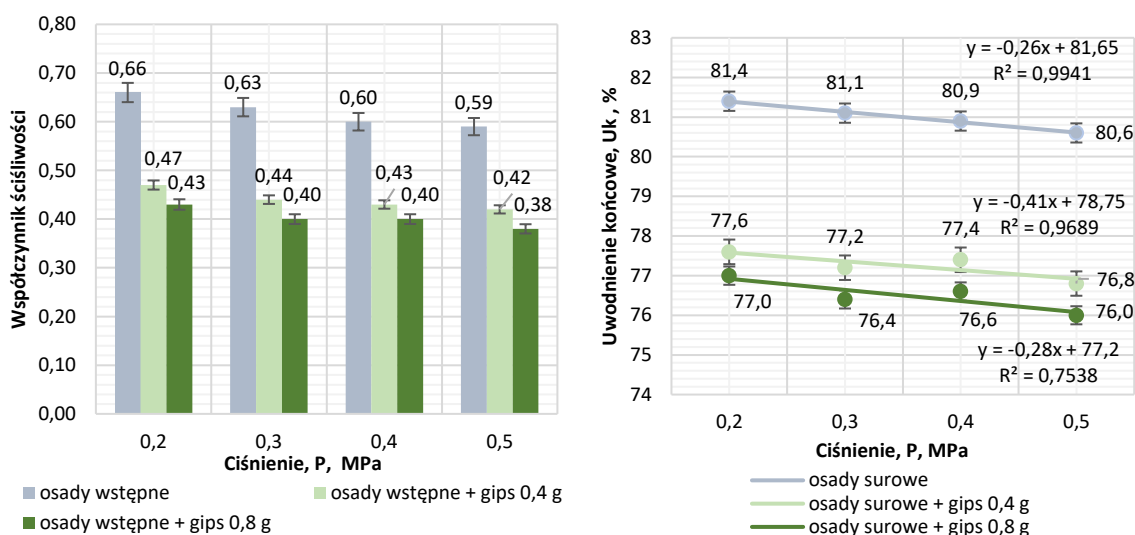
<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebicciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady wstępne	0,2	2,09 ± 0,015	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,010	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,017	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,014	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady wstępne + zeolit 0,4 g	0,2	5,74 ± 0,019	0,31 ± 0,007	0,92 ± 0,01
	0,3	5,68 ± 0,025	0,30 ± 0,006	1,17 ± 0,02
	0,4	6,24 ± 0,022	0,32 ± 0,007	0,97 ± 0,01
	0,5	7,01 ± 0,026	0,34 ± 0,008	1,12 ± 0,02
osady wstępne + zeolit 0,8 g	0,2	6,41 ± 0,023	0,32 ± 0,007	1,45 ± 0,03
	0,3	6,98 ± 0,024	0,37 ± 0,010	1,18 ± 0,02
	0,4	7,04 ± 0,026	0,34 ± 0,008	1,49 ± 0,03
	0,5	7,64 ± 0,028	0,37 ± 0,010	1,97 ± 0,04

Oznacza to wzrost wydajności o 206,7 – 265,5% stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 113,3 – 146,7% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,32 – 0,37 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g zeolitu wyniósł 1,18 – 1,97 m/kg *10¹³, co daje spadek o 58,2 – 74,9% względem osadu wstępnego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane gipsem

Piąta seria pomiarowa obejmowała osadu wstępnego z dodatkiem gipsu w dawce 0,4 g oraz 0,8 g na próbkę 500 cm³. Osad wstępny bez dodatków ponownie stanowił próbkę kontrolną dla wyników serii pomiarowej i oceny wpływu gipsu na ściśliwość osadu i jego uwodnienie końcowe. Wyniki zaprezentowano na rysunku 46.

Dodatek gipsu w obu dawkach, tj. 0,4 g oraz 0,8 g, zmniejszył współczynnik ściśliwości osadów ściekowych w stosunku do współczynnika ściśliwości osadu wstępnego. Większa dawka popiołu przekładała się na minimalnie niższą wartość współczynnika ściśliwości dla wszystkich ciśnień filtracji (rys. 46). Jednocześnie, analogicznie jak w przypadku osadu wstępnego, osadu wstępnego z polielektrolitem C-494 oraz osadów z wcześniejszych serii pomiarowych, współczynnik ściśliwości osadu spadał wraz ze wzrostem ciśnienia.



Rys. 46. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem gipsu.

Porównując wartości współczynnika ściśliwości między osadem z polielektrolitem (rys. 42) a osadem z dodatkiem gipsu (rys. 46) można stwierdzić, że dodatek gipsu ma większy wpływ na ściśliwość osadu niż dodatek polielektrolitu C-494. Dodatkowo dawka gipsu 0,8 g pozwoliła uzyskać najniższy współczynnik ściśliwości tj. 0,38 dla ciśnienia filtracji 0,5 MPa.

Dodatek gipsu, identycznie jak wcześniejszych substancji pylistych, przełożył się na spadek uwodnienia końcowego osadu. W obu seriach pomiarowych (gips w ilości 0,4 g oraz 0,8 g) cechował wyraźny spadek końcowego uwodnienia płacka osadu ściekowego. Jednocześnie wyższa dawka gipsu (0,8 g) przełożyła się na niższy stopień

uwodnienia końcowego – do min. 76,0% (rys. 46). Dodatek gipsu w obu dawkach (0,4 g i 0,8 g) pozwolił na uzyskanie niższego uwodnienia końcowego niż w przypadku filtracji ciśnieniowej osadu wstępnego z dodatkiem polielektrolitu C-494 (rys. 42). W przypadku dawki gipsu równej 0,8 g wartości uwodnienia końcowego (rys. 46) przyjmowały wartości nieznacznie niższe niż w przypadku uwodnienia osadu wstępnego z gipsem w ilości 0,4 g.

Dodatek gipsu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 7,96 – 9,09 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) stanowiły 280,9 – 334,9% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g gipsu prędkość przebicia wynosiła 0,31 – 0,41 cm³/s. W porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,16 – 0,26 cm³/s, czyli procentowo 106,7 – 173,3% (tab. 8). W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g gipsu wynosił 2,59 – 3,05 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 35,2 – 45,0% porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g gipsu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 8,79 – 10,12 kg/m²h.

Tab. 8. Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem gipsu.

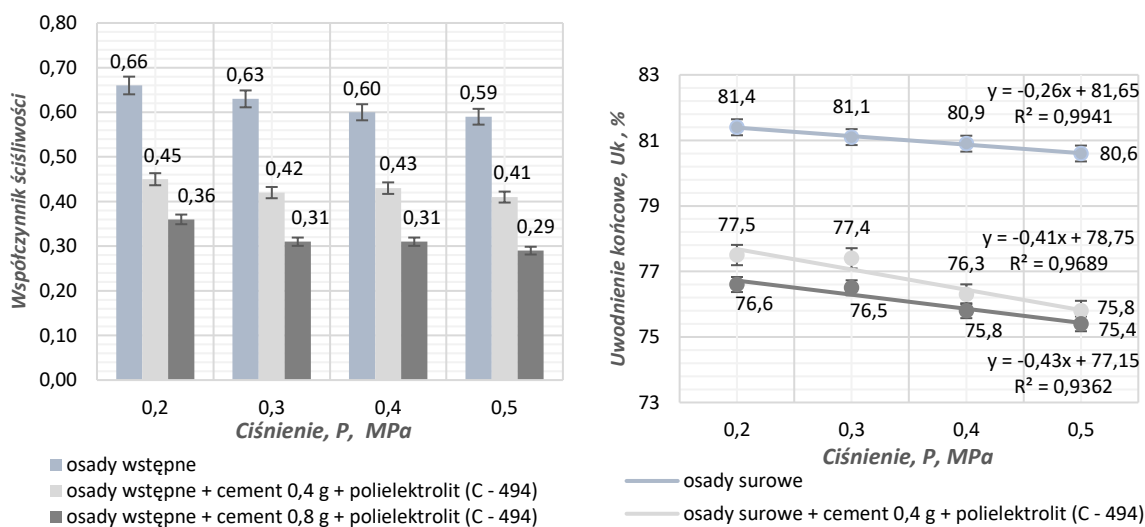
<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady wstępne wstępne	0,2	2,09 ± 0,015	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,010	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,017	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,014	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady wstępne + gips 0,4 g	0,2	7,96 ± 0,026	0,31 ± 0,014	2,59 ± 0,04
	0,3	8,46 ± 0,029	0,39 ± 0,015	2,97 ± 0,05
	0,4	8,44 ± 0,030	0,35 ± 0,015	3,05 ± 0,06
	0,5	9,09 ± 0,032	0,41 ± 0,017	2,87 ± 0,04
osady wstępne + gips 0,8 g	0,2	8,79 ± 0,030	0,38 ± 0,015	3,04 ± 0,05
	0,3	9,24 ± 0,034	0,42 ± 0,017	3,24 ± 0,05
	0,4	8,94 ± 0,031	0,37 ± 0,015	2,78 ± 0,04
	0,5	10,12 ± 0,038	0,43 ± 0,018	3,02 ± 0,05

Oznacza to wzrost wydajności o 320,6 – 384,2% stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebicia placka. W stosunku do osadu

wstępnego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 146,7 – 186,7% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,38 – 0,43 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g gipsu wyniósł 2,78 – 3,24 m/kg *10¹³, co daje spadek o 31,2 – 41,0% względem osadu wstępnego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane cementem i polielektrolitem (C - 494)

Szosta seria pomiarowa obejmowała osad wstępny z dodatkiem polielektrolitu C-494 oraz cementu w dawce 0,4 g oraz 0,8 g na próbkę 500 cm³. Osad wstępny bez dodatków ponownie stanowił próbkę kontrolną dla wyników serii pomiarowej i oceny wpływu połączenia C-494 i cementu na ściśliwość osadu i jego uwodnienie końcowe. Wyniki zaprezentowano na rysunku 47. Dodatek kompleksu cement + polielektrolit C-494 wyraźnie zmniejszył współczynnik ściśliwości osadów ściekowych dla wszystkich rozpatrywanych ciśnień procesu filtracji. Spadek współczynnika ściśliwości był zauważalny dla obu dawek cementu tj. 0,4 g oraz 0,8 g. Należy tutaj wskazać, że większa dawka cementu w obecności polielektrolitu przekładała się na większy spadek współczynnika ściśliwości. Różnica w wartości współczynnika pomiędzy osadem wstępnym z cementem w dawce 0,4 g a 0,8 g i polielektrolitem była większa niż przypadku osadu wstępnego, a osadu z polielektrolitem i 0,4 g cementu (rys. 47).



Rys. 47. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.

Analogicznie jak w przypadku wcześniejszych serii pomiarowych współczynnik ściśliwości osadu spadał wraz ze wzrostem ciśnienia. Spadek współczynnika ściśliwości osadu był większy niż w przypadku osadu wstępnego kondycjonowanego jedynie polielektrolitem C-494 oraz osadu wstępnego jedynie z dodatkiem cementu.

Dodatek kompleksu cement + polielektrolit C-494 przełożył się na wyraźny spadek uwodnienia końcowego osadu. Spadek zawartości wilgoci w osadzie wystąpił dla obu dawek i był efektywniejszy niż w przypadku osadu z dodatkiem jedynie C-494 oraz osadu z dodatkiem samego cementu. Zależność ta dotyczyła zarówno dawki cementu 0,4 g jak i 0,8 g (rys. 47) oraz występowała przy wszystkich ciśnieniach procesu filtracji wykorzystanych w toku eksperymentu. Należy tutaj zauważyć, że wraz ze wzrostem ciśnienia krzywa uwodnienia końcowego wypłazała się dla próbki z 0,8 g cementu i polielektrolitem. Dla wartości ciśnienia procesu 0,5 MPa wartość uwodnienia końcowego próbki z 0,8 g cementu zbliżyła się do wartości uwodnienia końcowego dla próbki osadu z 0,4 g cementu. Można na tej podstawie sformułować przypuszczenie, iż dalszy wzrost ciśnienia procesu filtracji mógłby spowodować osiągnięcie niższej wartości uwodnienia końcowego osadu z polielektrolitem i 0,4 g cementu niż z polielektrolitem i 0,8 g cementu.

Dodatek cementu z C-494 w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 8,56 – 9,87 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) stanowiły 309,6 – 372,2% przyrost wydajności.

Tab. 9. Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.

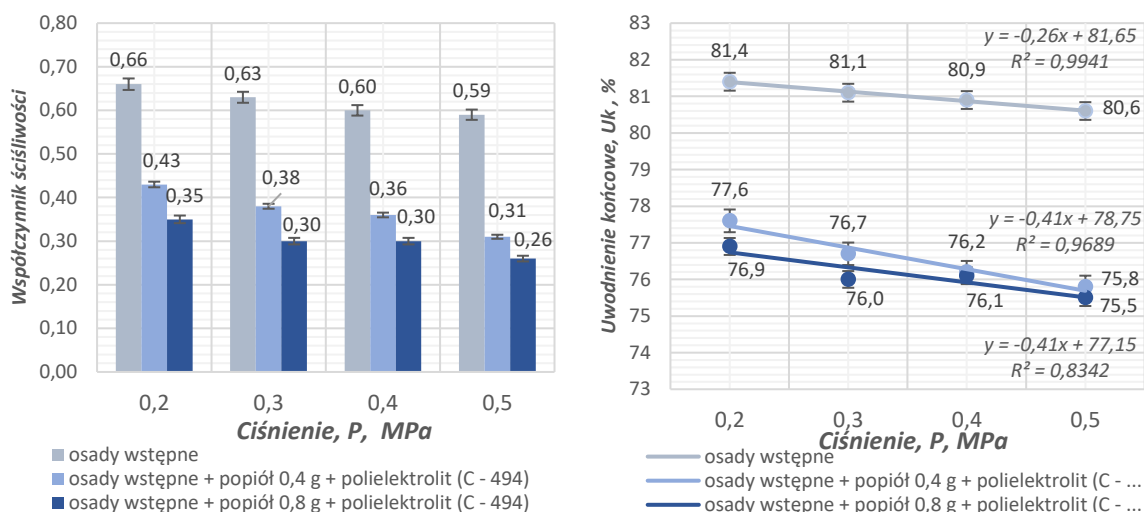
<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady wstępne	0,2	2,09 ± 0,015	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,010	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,017	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,014	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady wstępne + cement 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	8,62 ± 0,033	0,36 ± 0,017	1,97 ± 0,02
	0,3	9,24 ± 0,039	0,41 ± 0,019	2,87 ± 0,04
	0,4	8,56 ± 0,033	0,40 ± 0,019	2,47 ± 0,04
	0,5	9,87 ± 0,039	0,45 ± 0,021	2,19 ± 0,03
osady wstępne + cement 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	8,96 ± 0,034	0,42 ± 0,019	2,45 ± 0,04
	0,3	9,58 ± 0,039	0,47 ± 0,023	3,08 ± 0,06
	0,4	10,95 ± 0,043	0,46 ± 0,022	2,89 ± 0,05
	0,5	11,65 ± 0,046	0,51 ± 0,025	3,14 ± 0,06

Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g cementu z C-494 prędkość przebicia wynosiła 0,36 – 0,45 cm³/s.

W porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,21 – 0,30 cm³/s, czyli procentowo 140,0 – 200,0%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków (tab. 9). Opór filtracji osadu z 0,4 g cementu z C-494 wynosił 1,97 – 2,87 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 39,1 – 58,2% porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g cementu z C-494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 8,96 – 11,65 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 328,7 – 457,4% stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 180,0 – 240,0% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,42 – 0,51 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g cementu z C-494 wyniósł 2,45 – 3,08 m/kg *10¹³, co daje spadek o 33,3 – 48,0% względem osadu wstępnego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane popiołem i polielektrolitem (C - 494)

Siódma seria pomiarowa obejmowała osad wstępny z dodatkiem polielektrolitu C-494 oraz popiołu w dawce 0,4 g oraz 0,8 g na próbkę 500 cm³. Wyniki zaprezentowano na rysunku 48.



Rys. 48. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.

Dodatek kompleksu popiół + polielektrolit C-494 wyraźnie zmniejszył współczynnik ściśliwości osadów ściekowych dla wszystkich rozpatrywanych ciśnień procesu filtracji. Spadek współczynnika ściśliwości był zauważalny dla obu dawek popiołu. Należy tutaj wskazać, że większa dawka popiołu w obecności polielektrolitu przekładała się na uzyskiwanie niższej wartości współczynnika ściśliwości. Różnica

w wartości współczynnika pomiędzy osadem wstępnym z popiołem w dawce 0,4 g a 0,8 g i polielektrolitem była większa niż przypadku osadu wstępnego a osadu z polielektrolitem i 0,4 g popiołu (rys. 48) Analogicznie jak w przypadku wcześniejszych serii pomiarowych współczynnik ściśliwości osadu spadał wraz ze wzrostem ciśnienia. Spadek współczynnika ściśliwości osadu był większy niż w przypadku osadu wstępnego kondycjonowanego jedynie polielektrolitem C-494 oraz osadu wstępnego jedynie z dodatkiem popiołu.

Dodatek popiołu wraz polielektrolitem C-494 przełożył się na wyraźny spadek uwodnienia końcowego osadu w porównaniu do próbki kontrolnej. Spadek zawartości wilgoci w osadzie wystąpił dla obu dawek i był efektywniejszy niż w przypadku osadu z dodatkiem jedynie C-494 oraz osadu z dodatkiem samego popiołu (rys. 48). Zależność ta dotyczyła zarówno dawki cementu 0,4 g jak i 0,8 g oraz występowała przy wszystkich ciśnieniach procesu filtracji wykorzystanych w toku eksperymentu. Należy tutaj zauważyć, że krzywa uwodnienia końcowego dla próbki z 0,4 g popiołu i polielektrolitem zbliża się do krzywej uwodnienia końcowego dla próbki 0,8 g przy ciśnieniu filtracji 0,5 MPa. Można na tej podstawie sformułować przypuszczenie, iż dalszy wzrost ciśnienia procesu filtracji mógłby spowodować przecięcie się obu krzywych.

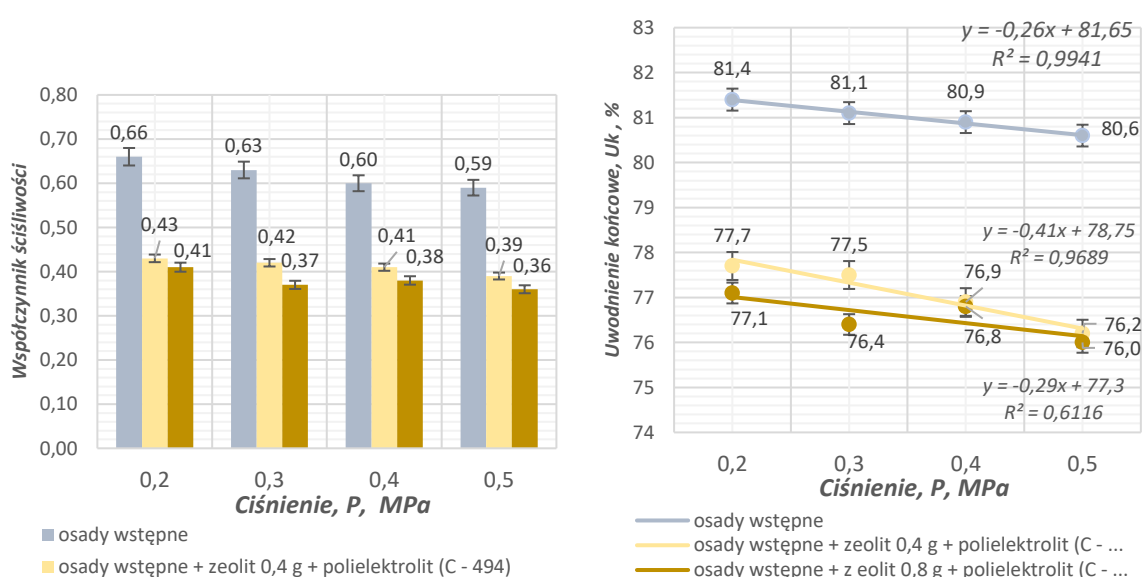
Tab. 10. Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady wstępne	0,2	2,09 ± 0,015	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,010	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,017	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,014	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady wstępne + popiół 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	8,92 ± 0,033	0,38 ± 0,018	1,97 ± 0,02
	0,3	9,56 ± 0,039	0,42 ± 0,021	2,18 ± 0,04
	0,4	9,07 ± 0,033	0,39 ± 0,019	2,26 ± 0,04
	0,5	10,62 ± 0,042	0,47 ± 0,021	2,64 ± 0,04
osady wstępne + popiół 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	9,17 ± 0,036	0,39 ± 0,019	2,56 ± 0,04
	0,3	9,85 ± 0,040	0,42 ± 0,022	2,17 ± 0,04
	0,4	10,62 ± 0,043	0,41 ± 0,022	2,64 ± 0,05
	0,5	11,54 ± 0,046	0,48 ± 0,024	3,87 ± 0,05

Dodatek popiołu z C – 494 w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 8,92 – 10,62 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) stanowiły 326,8 – 408,1% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebiccia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g popiołu z C-494 prędkość przebiccia wynosiła 0,38 – 0,47 cm³/s. W porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,23 – 0,32 cm³/s, czyli procentowo 153,3 – 213,3%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g popiołu z C-494 wynosił 1,97 – 2,64 m/kg*10¹³ (tab. 10). Daje to spadek oporu o 43,9 – 58,2% porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g popiołu z C-494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 9,17 – 11,54 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 338,8 – 452,2% stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 160,0 – 220,0% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,39 – 0,48 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g popiołu z C-494 wyniósł 2,17 – 3,87 m/kg *10¹³, co daje spadek o 17,8 – 53,9% względem osadu wstępnego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane zeolitem i polielektrolitem (C - 494)

Ósma seria pomiarowa obejmowała osad wstępny z dodatkiem polielektrolitu C-494 oraz zeolitu w dawce 0,4 g oraz 0,8 g na próbkę 500 cm³. Wyniki zaprezentowano na rysunku 49.



Rys. 49. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem zeolitu i polielektrolitu C-494.

Dodatek zeolitu wraz z polielektrolitem C-494 przełożył się na zmniejszenie współczynnika ściśliwości osadów ściekowych dla wszystkich rozpatrywanych ciśnień procesu filtracji. Spadek współczynnika ściśliwości był zauważalny dla obu dawek zeolitu. Należy tutaj wskazać, że większa dawka zeolitu w obecności polielektrolitu przekładała się na uzyskiwanie niższej wartości współczynnika ściśliwości. Różnica współczynnika pomiędzy osadem z dawką 0,4 g a 0,8 g była niewielka (rys. 49). Stanowiło to powtórzenie trendu z serii pomiarowej na osadzie wstępnym jedynie z dodatkiem zeolitu (rys. 45). Analogicznie jak w przypadku wcześniejszych serii pomiarowych współczynnik ściśliwości osadu spadał wraz ze wzrostem ciśnienia. Spadek współczynnika ściśliwości osadu był większy niż w przypadku osadu wstępnego kondycjonowanego jedynie polielektrolitem C-494 oraz osadu wstępnego jedynie z dodatkiem zeolitu.

Kompleks zeolit + polielektrolit C-494 przełożył się na wyraźny spadek uwodnienia końcowego osadu w porównaniu do osadu wstępnego. Spadek zawartości wilgoci w osadzie wystąpił dla obu dawek i był efektywniejszy niż w przypadku osadu z dodatkiem jedynie polielektrolitu C-494 oraz osadu z dodatkiem samego zeolitu (rys. 49).

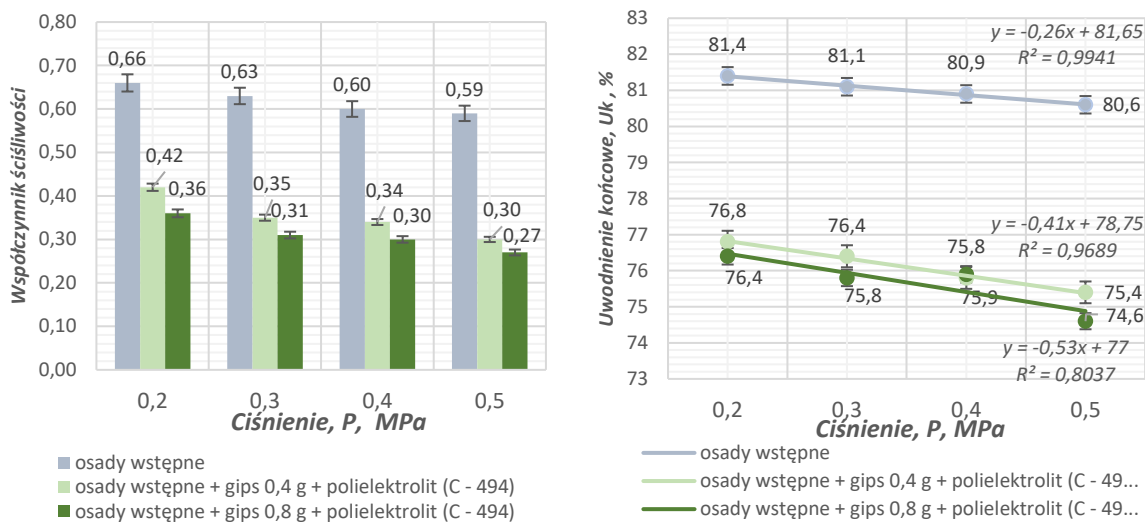
Tab. 11. Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem zeolit i polielektrolitu C-494.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu plačka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady wstępne	0,2	2,09 ± 0,015	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,010	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,017	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,014	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady wstępne + zeolit 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	6,85 ± 0,031	0,34 ± 0,018	1,85 ± 0,02
	0,3	7,06 ± 0,033	0,32 ± 0,016	2,18 ± 0,03
	0,4	7,18 ± 0,033	0,37 ± 0,019	2,34 ± 0,04
	0,5	7,92 ± 0,034	0,35 ± 0,017	2,14 ± 0,03
osady wstępne + zeolit 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,56 ± 0,034	0,37 ± 0,019	2,12 ± 0,03
	0,3	8,16 ± 0,035	0,39 ± 0,020	1,92 ± 0,02
	0,4	8,56 ± 0,035	0,41 ± 0,022	2,17 ± 0,03
	0,5	8,94 ± 0,036	0,43 ± 0,024	2,56 ± 0,04

Zależność ta dotyczyła zarówno dawki zeolitu 0,4 g jak i 0,8 g oraz występowała przy wszystkich ciśnieniach procesu filtracji wykorzystanych w toku eksperymentu. Należy tutaj zauważyć, że krzywa uwodnienia końcowego dla próbki z 0,4 g zeolitem i polielektrolitem zbliża się do krzywej uwodnienia końcowego dla próbki 0,8 g przy ciśnieniu filtracji 0,5 MPa. Można na tej podstawie sformułować przypuszczenie, iż dalszy wzrost ciśnienia procesu filtracji mógłby spowodować przecięcie się obu krzywych. Zjawisko to występowało już wcześniej dla wcześniejszych próbek z wykorzystaniem C-494 oraz dodatków pylistych. Dodatek zeolitu z C – 494 w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 6,85 – 7,92 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) stanowiły 227,8 – 278,9% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebiccia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g zeolitu z C – 494 prędkość przebiccia wynosiła 0,32 – 0,37 cm³/s. W porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,17 – 0,20 cm³/s, czyli procentowo 113,3 – 146,7% (tab. 11). W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g zeolitu z C – 494 wyniósł 1,85 – 2,34 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 50,3 – 60,7% porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g zeolitu z C – 494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,56 – 8,94 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 261,7 – 327,8% stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 45,6 – 59,2% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,37 – 0,43 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g zeolitu z C – 494 wyniósł 1,92 – 2,56 m/kg *10¹³, co daje spadek o 45,6 – 59,0% względem osadu wstępnego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane gipsem i polielektrolitem (C - 494)

Ostatnia seria pomiarowa obejmowała osad wstępny z dodatkiem polielektrolitu C-494 oraz gipsu w dawce 0,4 g oraz 0,8 g na próbkę 500 cm³. Wyniki zaprezentowano na rysunku 4.13.



Rys. 50. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.

Dodatek gipsu oraz polielektrolitu C-494 spowodował zmniejszenie się współczynnika ściśliwości osadów ściekowych dla wszystkich rozpatrywanych ciśnień procesu filtracji. Spadek współczynnika ściśliwości był zauważalny dla obu dawek gipsu. Należy tutaj wskazać, że większa dawka gipsu w obecności polielektrolitu przekładała się na uzyskiwanie niższej wartości współczynnika ściśliwości. Różnica współczynnika pomiędzy osadem z dawką 0,4 g a 0,8 g była stosunkowo niewielka (rys. 50). Analogicznie jak w przypadku wcześniejszych serii pomiarowych współczynnik ściśliwości osadu spadał wraz ze wzrostem ciśnienia. Spadek współczynnika ściśliwości osadu był większy niż w przypadku osadu wstępnego kondycjonowanego jedynie polielektrolitem C-494 oraz osadu wstępnego jedynie z dodatkiem gipsu. Wartość współczynnika ściśliwości osiągnęła w tej serii pomiarowej najniższą wartość dla wszystkich pomiarów na osadzie wstępnym tj. 0,27 dla próbki z 0,8 g gipsu i C-494 przy ciśnieniu filtracji 0,5 MPa.

Dodatek kompleksu gips + polielektrolit C-494 przełożył się na wyraźny spadek uwodnienia końcowego osadu w porównaniu do osadu wstępnego. Spadek zawartości wilgoci w osadzie wystąpił dla obu dawek i był efektywniejszy niż w przypadku osadu z dodatkiem jedynie polielektrolitu C-494 oraz osadu z dodatkiem samego gipsu. Wyższa dawka gipsu przełożyła się na osiągnięcie niższego uwodnienia końcowego na poziomie 74,6% (rys. 50). Dodatek gipsu z C – 494 w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 9,09 – 11,24 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) stanowiły 331,6 – 437,8% przyrost wydajności. Zwiększeniu

uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g gipsu z C – 494 prędkość przebicia wynosiła 0,43 – 0,49 cm³/s.

Tab. 12. Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.

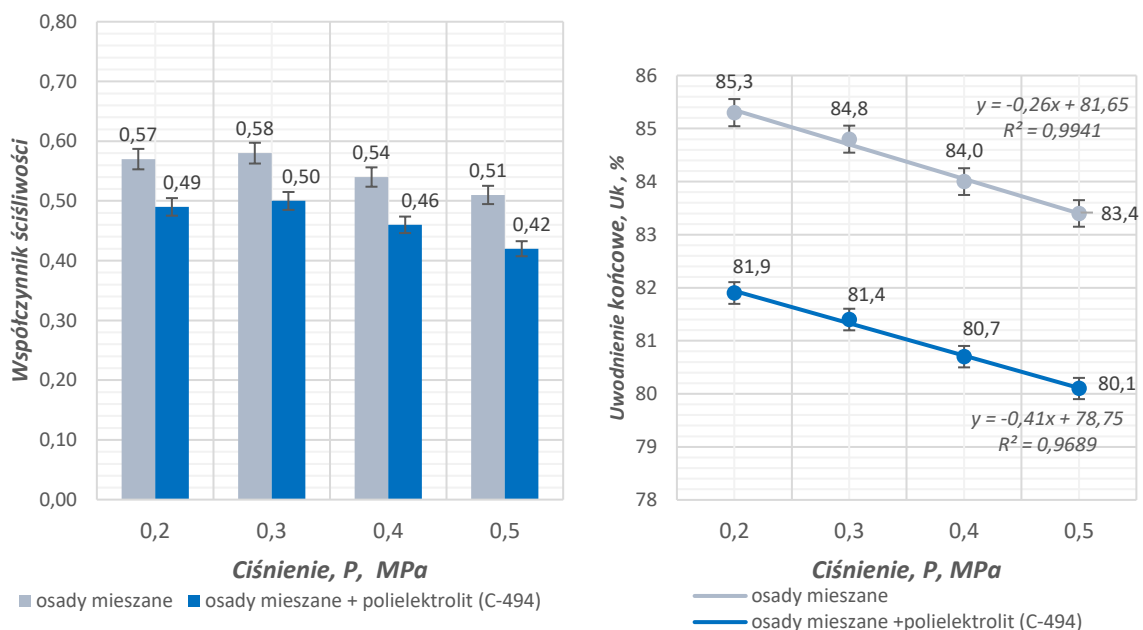
<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady wstępne	0,2	2,09 ± 0,015	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,010	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,017	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,014	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady wstępne +gips 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	9,02 ± 0,033	0,44 ± 0,025	3,01 ± 0,05
	0,3	9,82 ± 0,039	0,49 ± 0,027	2,87 ± 0,04
	0,4	10,45 ± 0,043	0,43 ± 0,025	2,45 ± 0,04
	0,5	11,24 ± 0,046	0,49 ± 0,028	2,94 ± 0,05
osady wstępne + gips 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	9,78 ± 0,036	0,42 ± 0,021	2,45 ± 0,04
	0,3	10,45 ± 0,040	0,48 ± 0,027	3,07 ± 0,05
	0,4	10,20 ± 0,043	0,51 ± 0,030	3,18 ± 0,05
	0,5	11,24 ± 0,046	0,52 ± 0,032	2,95 ± 0,04

W porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa) przyrost prędkości wyniósł 0,28 – 0,34 cm³/s, czyli procentowo 186,7 – 226,7%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków (tab. 12). Opór filtracji osadu z 0,4 g gipsu z C – 494 wyniósł 2,87– 3,01 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 36,1 – 48,0 % porównaniu z osadem wstępnym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g gipsu z C – 494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 9,78 – 11,24 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 367,9 – 437,8% stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebicia placka. W stosunku do osadu wstępnego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 180,0 – 437,8% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,42– 0,52 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g gipsu z C – 494 wyniósł 2,45 – 3,07 m/kg *10¹³, co daje spadek o 32,5 – 48,0% względem osadu wstępnego (0,2 MPa).

4.2.2. Osady mieszane

Osady ściekowe kondycjonowane polielektrolitem

Drugi etap badań stanowiła filtracja osadów mieszanych pochodzących z oczyszczalni ścieków „Warta” S.A. Analogicznie do osadów wstępnych wykonano próby filtracji ciśnieniowej przy ciśnieniu filtracji równym 0,2 MPa, 0,3 MPa, 0,4 MPa oraz 0,5 MPa. Pierwsza seria badawcza obejmowała pomiary na osadzie mieszanym oraz osadzie mieszanym z dodatkiem polielektrolitu C-494. Wyniki prezentują rysunki 51.



Rys. 51. Współczynnik ściśliwości osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem polielektrolitu C-494.

Na rysunku 51 widać niewielki spadek współczynnika ściśliwości osadów mieszanych postępujący wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji. Spadek ten jest jednak stosunkowo niski, przyrost ciśnienia filtracji o 0,3 MPa (z 0,2 MPa do 0,5 MPa) spowodował spadek współczynnika ściśliwości jedynie o 0,06. Świadczy to o niezbyt dużym wpływie ciśnienia procesu filtracji na ściśliwość badanych osadów ściekowych. W stosunku do osadów wstępnych spadek współczynnika ściśliwości jest mniejszy jedynie o 0,01. Wartość współczynnika ściśliwości przyjmuje przedział 0,57 – 0,51. Wartości te są niższe niż w przypadku osadów wstępnych przedstawionych na rysunku 42. Należy również zauważyć, że wzrostowi ciśnienia procesu filtracji z 0,2 na 0,3 MPa towarzyszył niewielki wzrost współczynnika ściśliwości o 0,01. Dodatek polielektrolitu C-494 przekłada się na zauważalny spadek współczynnika ściśliwości osadów

mieszanych. Spadek współczynnika dla każdego z wariantów ciśnienia filtracji osadu z polielektrolitem wynosi około 20% wartości współczynnika ściśliwości dla osadu mieszanego bez dodatku polielektrolitu. Jednocześnie współczynnik ściśliwości osadu mieszanego z C-494 spada wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji identycznie jak w przypadku osadu bez polielektrolitu oraz osadów wstępnych wykorzystanych we wcześniejszym etapie badań. Potwierdza to zaobserwowaną w przypadku osadu wstępnego wyraźniejszą korelację współczynnika ściśliwości z zawartością polielektrolitu niż ze wzrostem ciśnienia filtracji

W przypadku uwodnienia końcowego spadek zawartości wody w osadzie zmniejszał się proporcjonalnie do wzrostu ciśnienia procesu filtracji. Spadek ten zachodził w przypadku osadu bez dodatku polielektrolitu w sposób stały, co widać na rysunku 51. Jednocześnie spadek uwodnienia końcowego w badanych warunkach ciśnieniowych nie był znaczący. W przypadku wzrostu ciśnienia o 0,3 MPa (z 0,2 MPa do 0,5 MPa) spadek uwodnienia końcowego wyniósł 1,8 punktu procentowego (z 81,9% do 80,1%). Dodanie polielektrolitu do osadu mieszanego spowodowało spadek uwodnienia końcowego między 0,6 a 0,8 punktu procentowego. Jednocześnie należy zauważyć dużą stabilność spadku uwodnienia końcowego osadu wraz ze wzrostem ciśnienia zarówno dla osadu mieszanego jak i osadu mieszanego z polielektrolitem C-494. Podobnie jak w przypadku współczynnika ściśliwości zauważono wyraźnie większy wpływ dodatku polielektrolitu na uwodnienie końcowe w porównaniu do wpływu wzrostu ciśnienia.

W przypadku osadów mieszanych bez dodatku polielektrolitu wydajność procesu filtracji wynosiła w zależności od ciśnienia procesu 1,68 – 2,86 kg/m²h. Zmiany ciśnienia procesu przełożyły się na zmianę wydajności filtracji 0,36 - 1,18 kg/m²h. Wyższy różnica ciśnień przekładała się na większe rozbieżności w wydajności procesu. W porównaniu z filtracją osadu mieszanego przy ciśnieniu 0,2 MPa zmiany wynosiły 21,4 – 70,2%. Wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji wzrastała prędkość przebiccia placka osadu przez frakcję płynną. W zależności od ciśnienia prędkość ta wynosiła 0,12 – 0,21 cm³/s. Różnice w prędkości wynosiły 0,0 – 75,0% względem osadu mieszanego (0,2 MPa).

Opór filtracji dla osadu mieszanego bez dodatków wynosił 4,98 – 5,37 m/kg * 10¹³. Należy tutaj zaznaczyć, że opór filtracji nie wzrastał proporcjonalnie do przyrostu ciśnienia filtracji. W przypadku ciśnienia 0,3 MPa wartość oporu była największa. W przypadku ciśnienia 0 0,4 MPa natomiast opór spadł poniżej wartości z procesu przy ciśnieniu 0,2 Mpa (tab. 13).

Tab. 13. Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem polielektrolitu C-494.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebicciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady mieszane	0,2	1,68 ± 0,015	0,12 ± 0,009	5,21 ± 0,06
	0,3	2,04 ± 0,010	0,13 ± 0,007	5,37 ± 0,08
	0,4	2,45 ± 0,017	0,12 ± 0,003	4,98 ± 0,08
	0,5	2,86 ± 0,014	0,21 ± 0,010	5,24 ± 0,04
osady mieszane + polielektrolit (C - 494)	0,2	3,54 ± 0,014	0,24 ± 0,011	2,57 ± 0,02
	0,3	3,96 ± 0,015	0,26 ± 0,012	3,01 ± 0,04
	0,4	4,05 ± 0,015	0,28 ± 0,012	2,98 ± 0,03
	0,5	4,68 ± 0,016	0,29 ± 0,011	2,45 ± 0,02

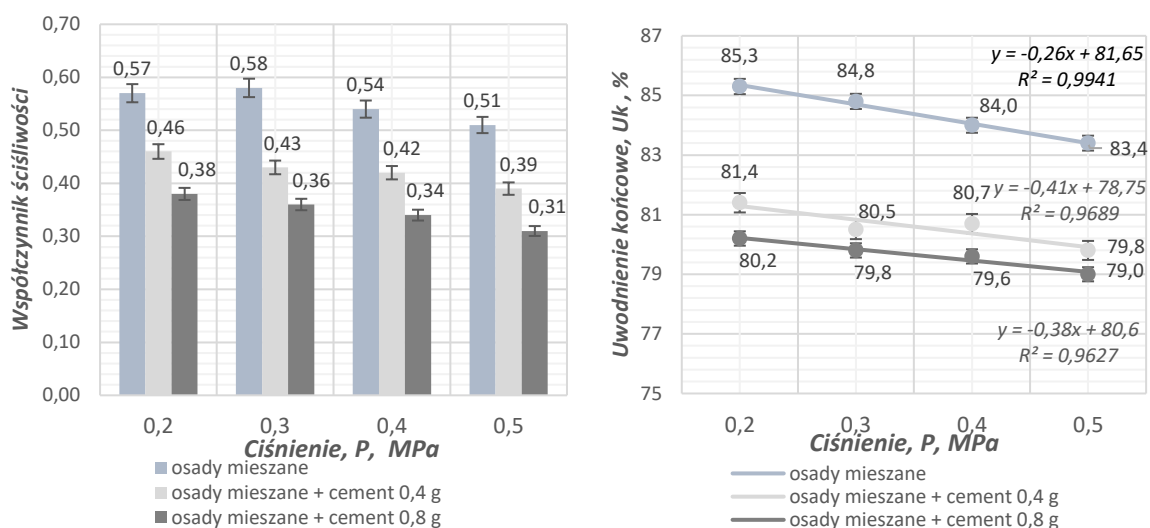
Dodatek polielektrolitu C-494 przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 3,54 – 4,68 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) wyniosły 2,20 – 2,76 kg/m²h co w ujęciu procentowym daje 110,7 – 178,6% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy również prędkości przebiccia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu C-494 prędkość przebiccia wynosiła 0,24 – 0,29 cm³/s. W porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,12 – 0,17 cm³/s, czyli procentowo 100,0 - 141,7%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano natomiast spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z C-494 wynosił 2,45 – 3,01 m/kg *10¹³. Daje to spadek oporu o 42,2 – 53,0% porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane cementem

Druga seria pomiarowa wykonana w trakcie eksperymentu dotyczyła osadu mieszanego z dodatkiem cementu w ilości 0,4 g oraz 0,8 g na próbkę 500cm³. Osad mieszany bez dodatków stanowił próbkę kontrolną dla wyników serii pomiarowej.

Badania nad osadem mieszanym z dodatkiem cementu wykazały znaczny spadek współczynnika ściśliwości w przypadku dodatnia cementu. Spadek wartości współczynnika ściśliwości wyniósł, w przypadku dawki 0,4 g cementu, od 0,1 do 0,15 (rys. 52). Najwyższy spadek zaobserwowano dla ciśnienia filtracji 0,3 MPa, zaś najniższą

wartość współczynnika przy ciśnieniu 0,5 MPa. W przypadku dawki cementu w ilości 0,8 g na 500 cm³ osadu mieszanego spadek wynosił od 0,19 do 0,22. Najniższy spadek współczynnika odnotowano ponownie w przypadku ciśnienia 0,3 MPa a najniższą wartość współczynnika ścisłości (0,31) przy ciśnieniu filtracji 0,5 MPa.



Rys. 52. Zmiana współczynnika ścisłości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem cementu.

Pozwala to stwierdzić, że dawka 0,8 g cementu przekłada się na spadek współczynnika ścisłości co ułatwia proces filtracji osadu. Dodatkowo należy wskazać na większą różnicę w wartościach współczynników ścisłości między osadem mieszanym a osadem mieszanym z 0,4 g cementu niż w przypadku osadów z różnymi dawkami cementu. Dodatek cementu, poprzez obniżenie współczynnika ścisłości osadu, przełożył się w widoczny sposób na uwodnienie końcowe osadu. Wprowadzenie 0,4 g cementu na 500 cm³ badanego osadu spowodowało spadek uwodnienia końcowego między 3,3 a 4,3 punktu procentowego. Poziom uwodnienia końcowego spadał również ze wzrostem ciśnienia procesu filtracji, jednak nie było to tak efektywne jak w przypadku dodatku cementu do osadu mieszanego. Ciśnienie przełożyło się na spadek uwodnienia osadu z 0,4 g cementu maksymalnie o 1,6 punktu procentowego przy wzroście samego ciśnienia o 3 MPa (z 0,2 na 0,5 MPa). Wprowadzenie cementu w dawce 0,8 g na 500 cm³ osadu mieszanego spowodowało spadek uwodnienia końcowego do poziomów niższych niż w przypadku dawki 0,4 g cementu (rys. 52.). Tendencja ta dotyczyła wszystkich wartości ciśnienia filtracji zastosowanego w czasie eksperymentu. W stosunku do próbki kontrolnej (osad mieszanym bez dodatków) zaobserwowano spadek

uwodnienia końcowego w przedziale od 4,4 do 5,1 punktu procentowego. Najwyższy spadek uwodnienia końcowego wystąpił przy ciśnieniu filtracji 0,2 MPa.

Tab. 14. Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem cementu.

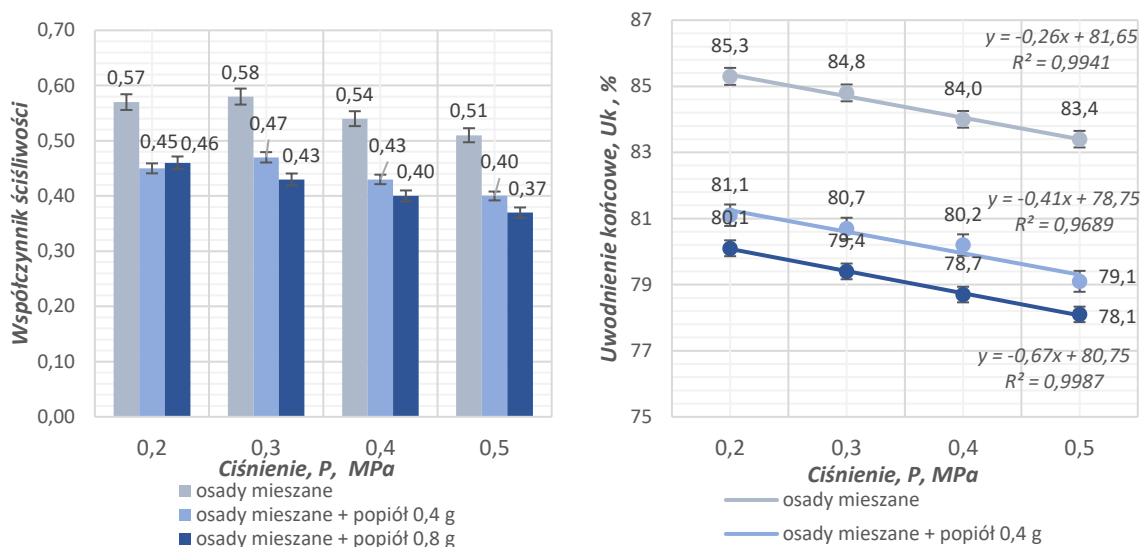
<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady mieszane	0,2	1,68 ± 0,015	0,12 ± 0,009	5,21 ± 0,06
	0,3	2,04 ± 0,010	0,13 ± 0,007	5,37 ± 0,08
	0,4	2,45 ± 0,017	0,12 ± 0,003	4,98 ± 0,08
	0,5	2,86 ± 0,014	0,21 ± 0,010	5,24 ± 0,04
osady mieszane + cement 0,4 g	0,2	5,21 ± 0,021	0,34 ± 0,015	2,01 ± 0,020
	0,3	5,64 ± 0,019	0,33 ± 0,009	2,18 ± 0,034
	0,4	6,11 ± 0,025	0,34 ± 0,012	2,26 ± 0,021
	0,5	6,24 ± 0,022	0,38 ± 0,009	2,56 ± 0,018
osady mieszane + cement 0,8 g	0,2	7,65 ± 0,031	0,37 ± 0,010	2,21 ± 0,012
	0,3	7,39 ± 0,032	0,35 ± 0,013	2,39 ± 0,011
	0,4	8,71 ± 0,034	0,41 ± 0,012	3,21 ± 0,016
	0,5	9,21 ± 0,031	0,43 ± 0,017	3,81 ± 0,014

Dodatek cementu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 5,21 – 6,24 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) stanowiły 210,1 – 271,4% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g cementu prędkość przebicia wynosiła 0,33 – 0,38 cm³/s. W porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,21– 0,26 cm³/s, czyli procentowo 175,0 – 216,7%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g cementu wynosił 2,01 – 2,56 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 50,9 – 61,4% porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa) (tab. 14). Dawka 0,8 g cementu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,39 – 9,21 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 355,4 – 448,2% stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebicia placka. W stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 191,7 – 258,3% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,35 – 0,43 cm³/s. Opór filtracji przy

dawce 0,8 g cementu wyniósł 2,21 – 3,81 m/kg $\cdot 10^{13}$, co daje spadek o 26,9 – 57,6% względem osadu mieszanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane popiołem

Dodatek popiołu przełożył się na spadek współczynnika ściśliwości osadów ściekowych mieszanych w przypadku obu dawek zastosowanych w eksperymencie, tj. 0,4 g i 0,8 g na 500 cm³ osadu. Wyższa dawka przełożyła się na uzyskanie niższego współczynnika ściśliwości w przypadku ciśnienia filtracji z przedziału 0,3 – 0,5 MPa.



Rys. 53. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów surowych z dodatkiem popiołu.

W przypadku porównania ze sobą próbek z dodatkiem cementu to różnice wynoszą 0,03 – 0,04. Różnice w wartościach współczynnika ściśliwości między osadem mieszanym a mieszanym z dodatkiem popiołu wynosiły 0,11 – 0,12 w przypadku dawki 0,4 g cementu oraz 0,11 – 0,15 w przypadku dawki 0,8 g cementu (rys. 53). Należy jednak zaznaczyć, że w przypadku filtracji prowadzonej pod najniższym ciśnieniem użytym w toku eksperymentu, tj. 0,2 MPa, niższy współczynnik ściśliwości osadu osiągnęła próbka z niższą dawką popiołu. Jednocześnie różnica ta wyniosła jedynie 0,01, co czyni ją wartością praktycznie marginalną.

Dodatek popiołu przełożył się na spadek końcowego uwodnienia osadów mieszanych. Wyższa dawka popiołu, tj. 0,8 g na 500 cm³ osadu spowodował spadek uwodnienia końcowego do poziomu 80,1 – 78,1%. W odniesieniu do próbki kontrolnej dodatek 0,8 g popiołu przełożył się na spadek uwodnienia końcowego rzędu 5,2 – 5,4 punktu procentowego co odpowiada wartości 6,1 – 6,4%. W przypadku dawki 0,4 g uwodnienie końcowe wynosiło w zależności od ciśnienia 81,1 – 79,1%. Oznaczało to

spadek uwodnienia o 3,8 – 4,3 punktu procentowego, co odpowiadało 4,2 – 5,2% utracie wody w stosunku do osadu bez dodatku popiołu. Dawka 0,4 g osiągnęła wyższe wartości uwodnienia końcowego dla każdego z rozpatrywanych w eksperymencie ciśnień filtracji (rys. 53). Typowo dla badanych osadów ściekowych wzrost ciśnienia w procesie filtracji przekładał się na spadek procentowej zawartości wilgoci w przefiltrowanym osadzie.

Tab. 15. Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem popiołu.

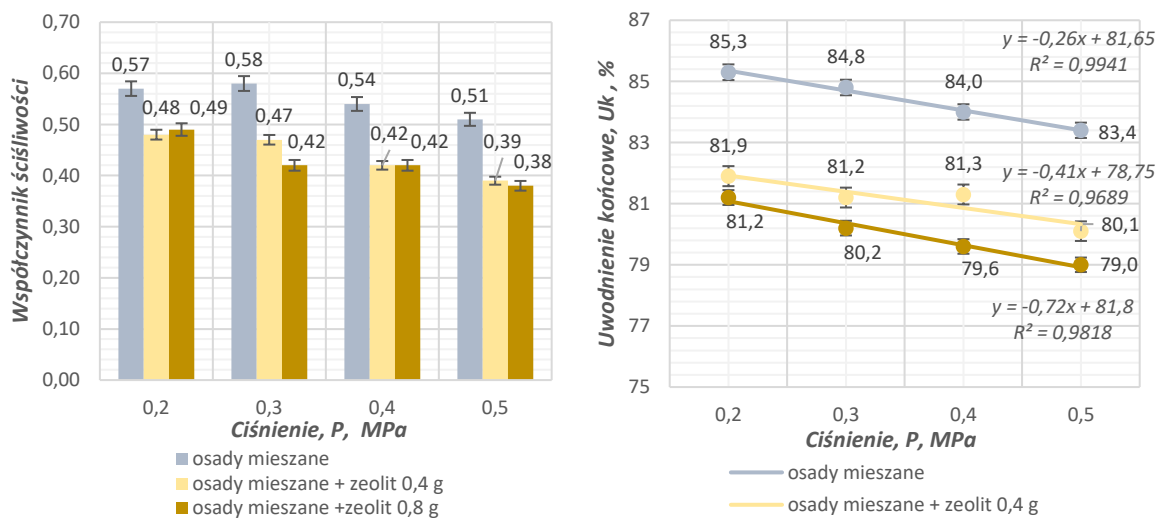
<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebicju placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady mieszane	0,2	2,09 ± 0,013	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,014	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,018	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,016	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady mieszane + popiół 0,4 g	0,2	6,54 ± 0,021	0,31 ± 0,012	2,04 ± 0,02
	0,3	6,84 ± 0,025	0,30 ± 0,011	1,97 ± 0,02
	0,4	7,04 ± 0,028	0,37 ± 0,012	1,87 ± 0,01
	0,5	7,58 ± 0,027	0,34 ± 0,012	2,03 ± 0,02
osady mieszane + popiół 0,8 g	0,2	6,87 ± 0,030	0,34 ± 0,014	2,11 ± 0,04
	0,3	7,96 ± 0,031	0,38 ± 0,012	2,19 ± 0,04
	0,4	8,54 ± 0,035	0,42 ± 0,017	1,98 ± 0,03
	0,5	9,21 ± 0,033	0,39 ± 0,015	2,32 ± 0,03

Dodatek popiołu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 6,54 – 7,58 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) stanowiły 212,9 – 262,7% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebiccia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g popiołu prędkość przebiccia wynosiła 0,30 – 0,37 cm³/s. W porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,15– 0,22 cm³/s, czyli procentowo 100,0 – 146,7% (tab. 15). W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g popiołu wynosił 1,87 – 2,04 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 56,7 – 60,3% porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g popiołu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 6,87 – 9,21 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 228,7 – 340,7% stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 126,7 – 180,0% osiągając w zależności od

ciśnienia filtracji wartości 0,34 – 0,42 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g popiołu wyniósł 1,98 – 2,32 m/kg *10¹³, co daje spadek o 50,7 – 58,0% względem osadu mieszanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane zeolitem

Dodatek zeolitu przełożył się na spadek współczynnika ściśliwości osadów mieszanych. Dodatek większej dawki, tj. 8 g zeolitu na próbkę osadów przełożył się na osiągnięcie niższych wartości współczynnika ściśliwości przy wartościach ciśnienia filtracji na poziomie 0,3 oraz 0,5 MPa (rys. 54). Współczynnik ściśliwości wynosił w zależności od ciśnienia procesu 0,42 – 0,38. W przypadku ciśnienia 0,2 MPa współczynnik ściśliwości wyniósł 0,49, czyli wartość o 0,01 wyższą niż przy dawce 0,4 g zeolitu. Tendencja ta wstąpiła dla osadów mieszanych również w przypadku opisywanego wcześniej dodatku 0,4 g popiołu. W przypadku ciśnienia filtracji 0,4 MPa dla obu próbek uzyskano tę samą wartość współczynnika ściśliwości – 0,42. W przypadku dawki 0,4 g zeolitu współczynnika ściśliwości wynosił 0,49 – 0,38.



Rys. 54. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem zeolitu.

Spadek wartości współczynnika wraz ze wzrostem ciśnienia procesu był w typowym zjawiskiem w przypadku badanych osadów bez względu na rodzaj stosowanych dodatków.

Dodanie zeolitu do osadów mieszanych przełożyło się na zmniejszenie stopnia ich końcowego uwodnienia. Spadek uwodnienia końcowego zaobserwowano dla obu dawek zeolitu: 0,4 i 0,8 g/500cm³ osadu. Większa dawka przełożyła się na większą redukcję

zawartości wilgoci w przypadku każdego ciśnienia filtracji zastosowanego w czasie trwania eksperymentu. W przypadku dawki 0,4 g uwodnienie końcowe w zależności od ciśnienia filtracji wynosiło 80,1 – 81,9% (rys. 54.). Oznacza to spadek zawartości wilgoci w przedziale 3,2- 4,2% w stosunku do osadów mieszanych bez dodatku zeolitu. W przypadku dawki 0,8 g zeolitu uwodnienie końcowe osadu wyniosło 79,0 – 81,2%. W stosunku do próbki kontrolnej oznacza to utratę 4,8 – 5,4% wilgoci w odniesieniu do osadu mieszanego bez dodatku zeolitu.

Dodatek zeolitu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 4,98 – 6,45 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) stanowiły 138,3 – 208,6% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną.

Tab. 16. Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem zeolitu.

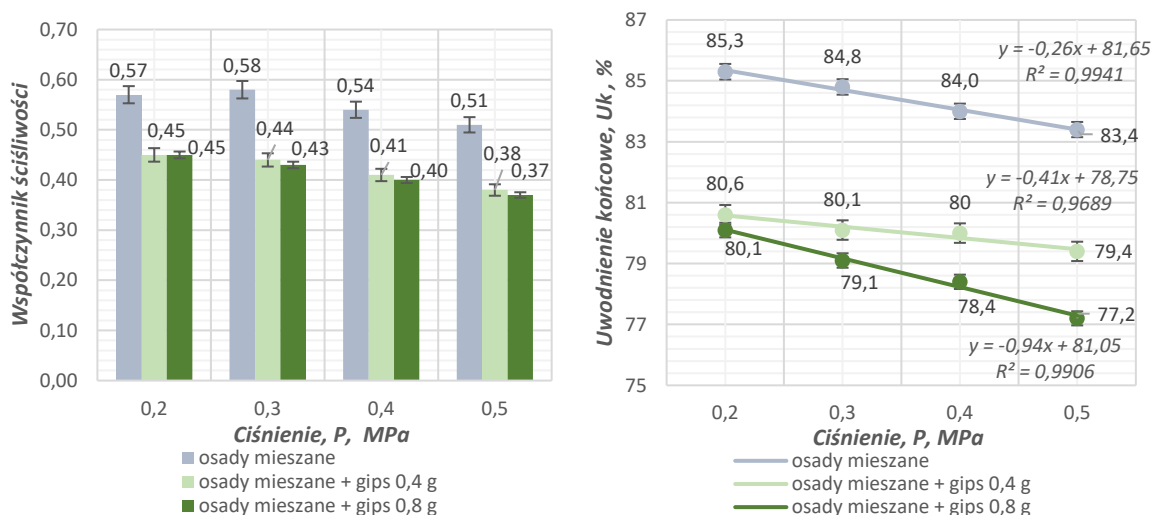
<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady mieszane	0,2	2,09 ± 0,013	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,014	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,018	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,016	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady mieszane + zeolit 0,4 g	0,2	4,98 ± 0,018	0,27 ± 0,009	1,16 ± 0,02
	0,3	5,12 ± 0,020	0,29 ± 0,010	1,25 ± 0,02
	0,4	5,87 ± 0,021	0,25 ± 0,008	1,62 ± 0,01
	0,5	6,45 ± 0,023	0,32 ± 0,012	1,45 ± 0,02
osady mieszane + zeolit 0,8 g	0,2	5,41 ± 0,019	0,29 ± 0,010	1,63 ± 0,04
	0,3	6,75 ± 0,022	0,34 ± 0,013	1,58 ± 0,04
	0,4	6,84 ± 0,023	0,28 ± 0,014	1,47 ± 0,03
	0,5	7,01 ± 0,024	0,31 ± 0,013	1,83 ± 0,03

Po oddaniu 0,4 g zeolitu prędkość przebicia wynosiła 0,25 – 0,32 cm³/s. W porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,10– 0,17 cm³/s, czyli procentowo 66,7 – 113,3%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g zeolitu z wynosił 1,16 – 1,62 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 65,6 – 75,4% porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g zeolitu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 5,41 – 7,01 kg/m²h. Oznacza to wzrost

wydajności o 158,9 – 235,4% stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) (tab. 16). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 86,7 – 126,7% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,28 – 0,34 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g zeolitu wyniósł 1,47 – 1,83 m/kg * 10¹³, co daje spadek o 61,1 – 68,8% względem osadu mieszanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane gipsem

Dodatek gipsu w obu dawkach, tj. 0,4 g oraz 0,8 g, zmniejszył współczynnik ściśliwości osadów ściekowych w stosunku do współczynnika ściśliwości osadu wstępnego. Większa dawka gipsu przekładała się na niższą wartość współczynnika ściśliwości dla ciśnień filtracji 0,3 – 0,5 MPa (rys. 55). W przypadku ciśnienia 0,2 MPa dla obu dawek gipsu współczynnik ściśliwości wynosił 0,45. Przypadek ten wystąpił jedynie dla testu przy ciśnieniu 0,2 MPa. Jednocześnie zmiany we współczynniku ściśliwości dla obu dawek gipsu były bardzo zbliżone do siebie, a różnice współczynnika wynosiły maksymalnie 2,6% dla ciśnienia 0,5 MPa. W przypadku porównania z osadem mieszanym bez dodatku gipsu różnica współczynnika wynosi dla dawki 0,4 g gipsu maksymalnie 25,5% (dla 0,5 MPa). Dla dawki 0,8 g gipsu różnica sięgnęła maksymalnie 27,5%, co również nastąpiło dla ciśnienia procesu filtracji 0,5 MPa.



Rys. 55. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem gipsu.

Dodatek gipsu, w obu dawkach, przełożył się na spadek uwodnienia końcowego osadów mieszanych dla wszystkich testów filtracji ciśnieniowej. W przypadku dawki 0,4 g gipsu uzyskano uwodnienie końcowe na poziomie 79,4 – 80,6%. Oznacza to spadek w stosunku osadu mieszanego o 4 – 4,7 punktów procentowych, co przekłada się na

faktyczny spadek zawartości wilgoci o 4,7 – 5,5% (rys. 55). W przypadku dawki 0,8 g gipsu na 500 cm³ zmieszanych osadów spadek uwodnienia wyniósł 5,2 – 6,2 punktów procentowych, czyli utratę wilgoci końcowej na poziomie 6,1 – 7,4%.

Dodatek gipsu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 6,48 – 8,12 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) stanowiły 210,0 – 288,5% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g gipsu prędkość przebicia wynosiła 0,27 – 0,40 cm³/s. W porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wyniósł 0,12– 0,25 cm³/s, czyli procentowo 80,0 – 166,7%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków.

Tab. 17. Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem gipsu.

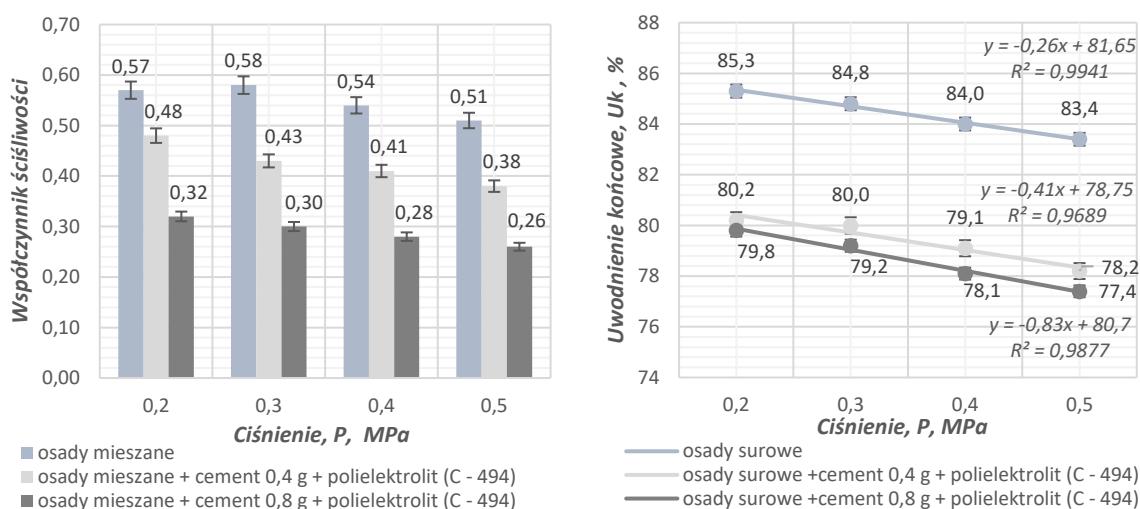
<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady mieszane	0,2	2,09 ± 0,013	0,15 ± 0,009	4,71 ± 0,06
	0,3	2,45 ± 0,014	0,17 ± 0,007	4,36 ± 0,08
	0,4	2,86 ± 0,018	0,19 ± 0,003	4,56 ± 0,08
	0,5	3,54 ± 0,016	0,26 ± 0,010	5,06 ± 0,04
osady mieszane + gips 0,4 g	0,2	6,82 ± 0,026	0,32 ± 0,012	3,05 ± 0,03
	0,3	6,48 ± 0,024	0,27 ± 0,010	2,75 ± 0,02
	0,4	7,44 ± 0,029	0,39 ± 0,013	3,12 ± 0,03
	0,5	8,12 ± 0,030	0,40 ± 0,017	3,45 ± 0,04
osady mieszane + gips 0,8 g	0,2	6,94 ± 0,026	0,31 ± 0,011	3,12 ± 0,04
	0,3	7,84 ± 0,029	0,38 ± 0,013	3,24 ± 0,04
	0,4	9,12 ± 0,034	0,34 ± 0,012	3,89 ± 0,05
	0,5	9,16 ± 0,034	0,31 ± 0,013	3,56 ± 0,04

Opór filtracji osadu z 0,4 g gipsu wyniósł 2,75 – 3,45 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 26,8 – 41,6% porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g gipsu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,84 – 9,16 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 232,1 – 338,3% stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebicia placka (tab. 17). W stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 106,7 – 153,3% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,31 – 0,38 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g gipsu

wyniósł 3,12 – 3,89 m/kg $\cdot 10^{13}$, co daje spadek o 17,4 – 33,8% względem osadu mieszanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane cementem i polielektrolitem (C - 494)

Dodatek cementu oraz polielektrolitu C-494 spowodował spadek współczynnika ściśliwości osadów mieszanych (rys. 56). Spadek wartości współczynnika ściśliwości wyniósł, w przypadku dawki 0,4 g cementu, od 0,09 do 0,15. Odpowiadało to spadkiem współczynnika ściśliwości o 15,7 – 25,8%. Najwyższy spadek zaobserwowano dla ciśnienia filtracji 0,3 MPa, zaś najniższą wartość współczynnika przy ciśnieniu 0,2 MPa. W przypadku dawki 0,8 g cementu wraz z polielektrolitem spadek współczynnika ściśliwości wynosił od 0,25 do 0,28. Procentowo oznaczało to spadek wartości współczynnika ściśliwości w zależności od ciśnienia o 43,9 – 49,1%. Najniższy procentowy spadek współczynnika odnotowano w przypadku ciśnienia 0,5 MPa a najniższą wartość współczynnika ściśliwości (0,26) przy ciśnieniu filtracji 0,5 MPa. Dodatek cementu oraz polielektrolitu C-494, poprzez obniżenie współczynnika ściśliwości osadu, przełożył się w widoczny sposób na uwodnienie końcowe osadu. Wprowadzenie 0,4 g cementu na 500 cm³ badanego osadu spowodowało spadek uwodnienia końcowego między 4,8 a 6,7 punktu procentowego (rys. 56).



Rys. 56. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.

Odpowiadało to utracie wilgoci w osadzie mieszanym o 6 – 6,7%. Jednocześnie zachowano standardowy trend spadku stopnia uwodnienia osadu wraz ze wzrostem ciśnienia w procesie filtracji. Wprowadzenie 0,8 g cementu wraz z C-494 spowodowało

spadek uwodnienia końcowego do poziomów niższych niż w przypadku dawki 0,4 g cementu. Tendencja ta dotyczyła wszystkich wartości ciśnienia filtracji zastosowanego w czasie eksperymentu. W stosunku do próbki kontrolnej (osad mieszany bez dodatków) zaobserwowano spadek uwodnienia końcowego o 5,5 – 6 punktu procentowego. Oznaczało to utratę wilgotności na poziomie 5,5 – 7,2%. Najwyższy spadek uwodnienia końcowego wystąpił przy ciśnieniu filtracji 0,5 MPa. Zwiększenie dawki cementu z 0,4 g na 0,8 g spowodowało maksymalną różnicę w uwodnieniu końcowym o 1 punkt procentowy co odpowiadało 1,3% utracie wilgoci. Różnica ta wystąpiła przy filtracji pod ciśnieniem 0,4 MPa.

Dodatek cementu z C – 494 w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 7,15 – 8,92 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) stanowiły 325,6 – 431,0% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g cementu z C – 494 prędkość przebicia wynosiła 0,31 – 0,42 cm³/s. W porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,19– 0,30 cm³/s, czyli procentowo 158,3 – 250,0%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g cementu z C – 494 wynosił 2,02 – 2,89 m/kg*10¹³.

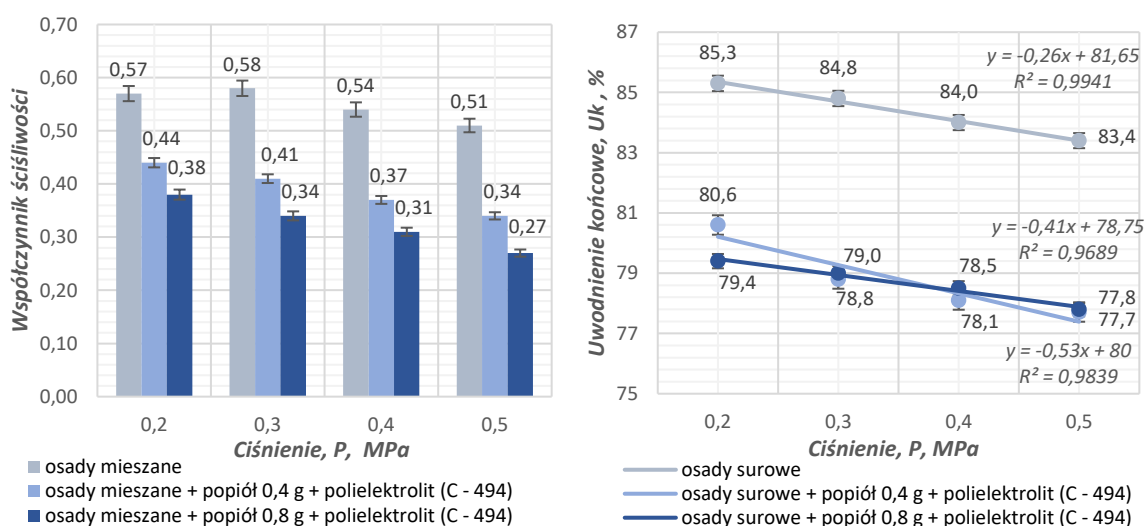
Tab. 18. Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady mieszane	0,2	1,68 ± 0,015	0,12 ± 0,009	5,21 ± 0,06
	0,3	2,04 ± 0,010	0,13 ± 0,007	5,37 ± 0,08
	0,4	2,45 ± 0,017	0,12 ± 0,003	4,98 ± 0,08
	0,5	2,86 ± 0,014	0,21 ± 0,010	5,24 ± 0,04
osady mieszane + cement 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,15 ± 0,022	0,31 ± 0,014	2,02 ± 0,02
	0,3	8,27 ± 0,020	0,38 ± 0,016	2,56 ± 0,03
	0,4	7,96 ± 0,026	0,34 ± 0,015	2,89 ± 0,03
	0,5	8,92 ± 0,023	0,42 ± 0,019	2,87 ± 0,03
osady mieszane + cement 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,69 ± 0,032	0,39 ± 0,017	3,04 ± 0,05
	0,3	8,45 ± 0,033	0,42 ± 0,019	3,15 ± 0,05
	0,4	9,12 ± 0,035	0,43 ± 0,021	3,54 ± 0,06
	0,5	9,78 ± 0,037	0,48 ± 0,023	3,21 ± 0,07

Daje to spadek oporu o 44,5 – 61,2% porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g cementu z C – 494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,69 – 9,78 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 357,7 – 482,1% stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia płacka (tab. 18). W stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 225,0 – 300,00% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,39 – 0,48 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g cementu z C – 494 wyniósł 3,04 – 3,54 m/kg *10¹³, co daje spadek o 32,1 – 41,7% względem osadu mieszanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane popiołem i polielektrolitem (C - 494)

Dodatek popiołu wraz z polielektrolitem C-494 przełożył się na spadek współczynnika ściśliwości osadów ściekowych mieszanych w przypadku obu dawek zastosowanych w eksperymencie, tj. 0,4 g i 0,8 g na 500 cm³ osadu w stopniu większym niż dodanie jedynie samego polielektrolitu lub jedynie popiołu. Wyższa dawka przełożyła się na uzyskanie niższego współczynnika ściśliwości w przypadku ciśnienia filtracji z przedziału 0,2 – 0,5 MPa. Różnice w wartościach współczynnika ściśliwości między osadem mieszanym a mieszanym z dodatkiem popiołu wynosiły 0,13 – 0,17 w przypadku dawki 0,4 g cementu co odpowiadało zmniejszeniu się współczynnika ściśliwości o 22,8 – 33,3% (rys. 57). W przypadku dawki 0,8 g cementu różnice wynosiły odpowiednio 0,19 – 0,24 a w ujęciu procentowym 33,3 – 47,1% w odniesieniu do próbki osadów mieszanych bez żadnych dodatków.



Rys. 57. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.

Dodatek popiołu oraz elektrolitu C-494 do osadów mieszanych przełożył się na spadek uwodnienia końcowego dla obu dawek popiołu wykorzystanych

w eksperymencie. Spadek uwodnienia końcowego zaobserwowano przy wszystkich ciśnieniach filtracji. W przypadku ciśnień filtracji na poziomie 0,2 i 0,3 MPa spadek uwodnienia był wyraźniejszy dla popiołu w dawce 0,8 g na 500cm³ osadów ściekowych. Dla ciśnień 0,4 i 0,5 MPa tendencja ta ulegała odwróceniu (rys. 57). Dawka 0,4 g przekładała się na osiąganie mniejszej zawartości wilgoci w osadzie końcowym. Zjawisko to wystąpiło po raz pierwszy w toku eksperymentu. Dodatkowo należy zauważyć, że przy ciśnieniu filtracji 0,4 MPa uwodnienie końcowe jest bardzo zbliżone dla obu dawek popiołu. Na rysunku 57 zauważono przecięcie się krzywych uwodnienia, co można interpretować, że przy ciśnieniu około 0,375 MPa następuje odwrócenie tendencji spadku uwodnienia końcowego osadu dla dawek popiołu 0,4 g i 0,8 g. Jednocześnie spadek zawartości wilgoci wraz ze wzrostem ciśnienia procesu filtracji pozostał niezmienny.

Dodatek popiołu z C – 494 w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 7,14 – 9,12 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) stanowiły 325,0 – 442,9% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g popiołu z C – 494 prędkość przebicia wynosiła 0,32 – 0,42 cm³/s.

Tab. 19. Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.

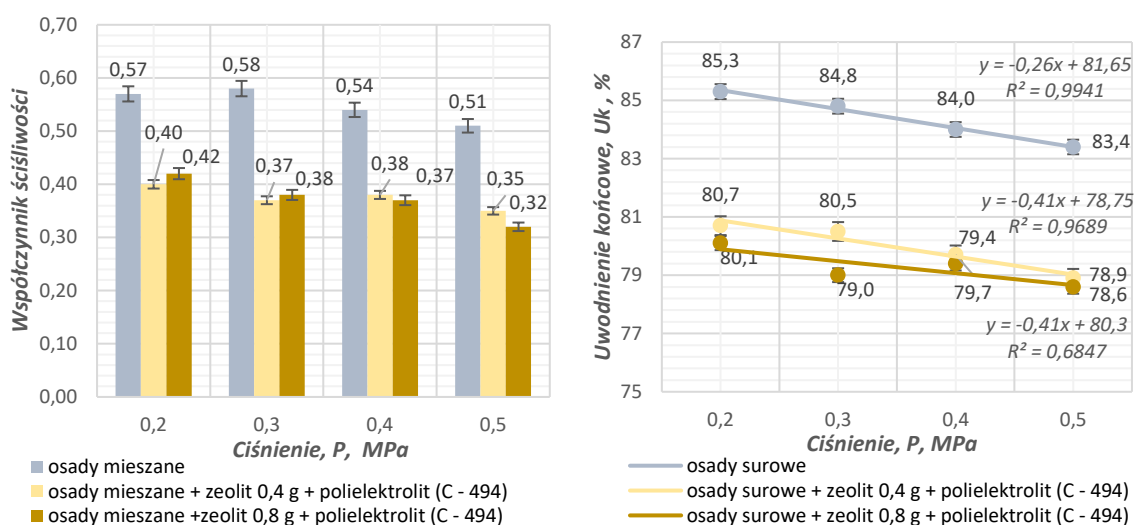
<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady mieszane	0,2	1,68 ± 0,015	0,12 ± 0,009	5,21 ± 0,06
	0,3	2,04 ± 0,010	0,13 ± 0,007	5,37 ± 0,08
	0,4	2,45 ± 0,017	0,12 ± 0,003	4,98 ± 0,08
	0,5	2,86 ± 0,014	0,21 ± 0,010	5,24 ± 0,04
osady mieszane + popiół 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,14 ± 0,022	0,34 ± 0,014	2,18 ± 0,02
	0,3	7,69 ± 0,020	0,32 ± 0,016	1,89 ± 0,03
	0,4	8,54 ± 0,024	0,37 ± 0,015	2,15 ± 0,03
	0,5	9,12 ± 0,028	0,42 ± 0,021	2,45 ± 0,03
osady mieszane + popiół 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,84 ± 0,032	0,37 ± 0,017	2,56 ± 0,04
	0,3	8,65 ± 0,033	0,41 ± 0,019	2,18 ± 0,03
	0,4	9,74 ± 0,040	0,45 ± 0,021	2,61 ± 0,04
	0,5	10,54 ± 0,042	0,39 ± 0,018	2,75 ± 0,04

W porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,20–0,30 cm³/s, czyli procentowo 166,7 – 250,0%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g popiołu z C – 494 wynosił 1,89 – 2,45 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 53,0 – 63,7% porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g popiołu z C – 494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,84 – 10,54 kg/m²h (tab. 19). Oznacza to wzrost wydajności o 366,7 – 527,4% stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 208,3 – 275,0% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,37 – 0,45 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g popiołu z C-494 wyniósł 2,18 – 2,75 m/kg *10¹³, co daje spadek o 47,2 – 58,2% względem osadu mieszanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane zeolitem i polielektrolitem (C - 494)

Dodatek zeolitu wraz z polielektrolitem C-494 przełożył się na spadek współczynnika ściśliwości osadów ściekowych mieszanych w przypadku obu dawek zastosowanych w eksperymencie, tj. 0,4 g i 0,8 g na 500 cm³ osadu w stopniu, standardowo dla wykorzystanych substancji, większym niż dodanie jedynie samego polielektrolitu lub jedynie zeolitu. Wyższa dawka przełożyła się na uzyskanie niższego współczynnika ściśliwości w przypadku ciśnienia filtracji z przedziału 0,4 – 0,5 MPa. Różnice w wartościach współczynnika ściśliwości między osadem mieszanym, a mieszanym z dodatkiem zeolitu wynosiły 0,14 – 0,21 w przypadku dawki 0,4 g zeolitu co odpowiadało zmniejszeniu się współczynnika ściśliwości o 24,1 – 36,2% (rys. 58). W przypadku dawki 0,8 g zeolitu różnice wynosiły odpowiednio 0,19 – 0,24 a w ujęciu procentowym 29,8 – 37,2% w odniesieniu do próbki osadów mieszanych bez żadnych dodatków. Dodanie zeolitu wraz z polielektrolitem C-494 przełożyło się na spadek końcowego uwodnienia osadu mieszanego. Spadek uwodnienia wystąpił dla obu dawek zeolitu, 0,4 i 0,8 g wraz z polielektrolitem przy wszystkich ciśnieniach filtracji wykorzystanych w toku eksperymentu. Dawka 0,8 g zeolitu w obecności C-494 przełożyła się na uzyskanie mniejszej zawartości wilgoci po procesie filtracji dla wszystkich ciśnień w porównaniu do dawki 0,4 g zeolitu z polielektrolitem. Dla obu dawek uwodnienie końcowe spadało wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji. Jednocześnie zaobserwowano, że wzrost ciśnienia przekłada się na większy wzrost efektywności dawki

0,4 g, co pokazano na rysunku 58. W przypadku ciśnienia 0,5 MPa uwodnienie końcowe osadu różni się dla obu dawek zeolitu jedynie o 0,3 punktu procentowego.



Rys. 58. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem zeolitu i polielektrolitu C-494.

Dodatek zeolitu z C – 494 w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 5,68– 8,04 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) stanowiły 238,1 – 378,6% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebiccia placka osadu przez frakcję płynną.

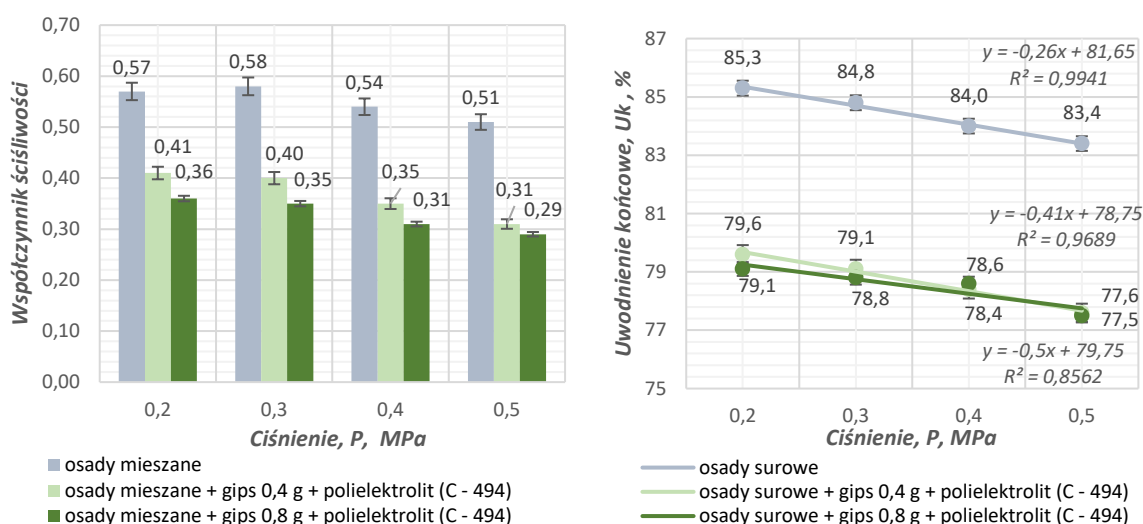
Tab. 20. Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem zeolitu i polielektrolitu C-494.

Sposób kondycjonowania	Ciśnienie filtracji MPa	Wydajność kg/m ² h	Prędkość przy przebicciu placka osadu cm ³ /s	Opór filtracji r, m/kg *10 ¹³
osady mieszane	0,2	1,68 ± 0,015	0,12 ± 0,009	5,21 ± 0,06
	0,3	2,04 ± 0,010	0,13 ± 0,007	5,37 ± 0,08
	0,4	2,45 ± 0,017	0,12 ± 0,003	4,98 ± 0,08
	0,5	2,86 ± 0,014	0,21 ± 0,010	5,24 ± 0,04
osady mieszane + zeolit 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	5,68 ± 0,017	0,31 ± 0,013	2,21 ± 0,02
	0,3	7,12 ± 0,020	0,34 ± 0,015	1,89 ± 0,03
	0,4	7,53 ± 0,021	0,32 ± 0,014	1,78 ± 0,02
	0,5	8,04 ± 0,030	0,39 ± 0,017	2,01 ± 0,03
osady mieszane + zeolit 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	6,47 ± 0,027	0,31 ± 0,016	1,97 ± 0,02
	0,3	7,56 ± 0,025	0,33 ± 0,016	2,19 ± 0,03
	0,4	8,71 ± 0,034	0,41 ± 0,020	3,04 ± 0,04
	0,5	8,42 ± 0,038	0,46 ± 0,026	2,89 ± 0,03

Po oddaniu 0,4 g zeolitu z C – 494 prędkość przebiccia wynosiła 0,31 – 0,39 cm³/s. W porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,19– 0,27 cm³/s, czyli procentowo 158,3 – 225,0%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g zeolitu z C – 494 wynosił 1,78 – 2,21 m/kg*10¹³ (tab. 20). Daje to spadek oporu o 57,6– 65,8% porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g zeolitu z C-494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 6,47 – 8,71 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 285,1 – 418,5% stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 158,3 – 283,3% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,31 – 0,46 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g zeolitu z C – 494 wyniósł 1,97 – 3,04 m/kg *10¹³, co daje spadek o 41,7 – 62,2% względem osadu mieszanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane gipsem i polielektrolitem (C - 494)

Dodatek gipsu wraz z polielektrolitem C-494 przełożył się na spadek współczynnika ściśliwości osadów ściekowych mieszanych w przypadku obu dawek zastosowanych w eksperymencie, tj. 0,4 g i 0,8 g na 500 cm³. Wyższa dawka przełożyła się na uzyskanie niższego współczynnika ściśliwości w przypadku całego przedziału ciśnienia filtracji zastosowanego w toku badań eksperymentalnych. Różnice w wartościach współczynnika ściśliwości między osadem mieszanym, a mieszanym z dodatkiem gipsu wynosiły 0,16 – 0,20 w przypadku dawki 0,4 g gipsu co odpowiadało zmniejszeniu się współczynnika ściśliwości o 28,1 – 39,2% (rys. 59). W przypadku dawki 0,8 g gipsu różnice wynosiły odpowiednio 0,21 – 0,23 a w ujęciu procentowym 36,8 – 42,6% w odniesieniu do próbki osadów mieszanych bez żadnych dodatków. Dodanie gipsu wraz z polielektrolitem C-494 przełożyło się na spadek końcowego uwodnienia osadu mieszanego. Spadek uwodnienia wystąpił dla obu dawek gipsu, 0,4 i 0,8 g wraz z polielektrolitem przy wszystkich ciśnieniach filtracji wykorzystanych w toku eksperymentu. Dawka 0,8 g gipsu w obecności C-494 przełożyła się na uzyskanie mniejszej zawartości wilgoci porównaniu do dawki 0,4 g po procesie filtracji przy ciśnieniach 0,2 i 0,3 MPa. W przypadku ciśnień wyższych, tj. 0,4 i 0,5 MPa dawka 0,4 g gipsu w obecności polielektrolitu pozwoliła na osiągnięcie nieznacznie mniejszej zawartości wilgoci. W przypadku ciśnienia 0,4 MPa uwodnienie końcowe osadu różni się dla obu dawek gipsu o 0,2 punktu procentowego, czyli 0,26%.



Rys. 59. Zmiana współczynnika ścisłości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.

Dla ciśnienia 0,5 MPa różnica ta wynosiła już tylko 0,1 punktu procentowego, co daje różnice w zawartości wilgoci końcowej rzędu 0,13%. Jednocześnie dla obu dawek uwodnienie końcowe spadało wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji. Zaobserwowano, że wzrost ciśnienia przekłada się na większy wzrost efektywności dawki 0,4 g, co ukazano na rysunku 4.22.

Tab. 21. Zmiana wybranych parametrów osadów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.

Sposób kondycjonowania	Ciśnienie filtracji MPa	Wydajność kg/m ² h	Prędkość przy przebiciu placza osadu cm ³ /s	Opór filtracji r, m/kg *10 ¹³
osady mieszane	0,2	1,68 ± 0,015	0,12 ± 0,009	5,21 ± 0,06
	0,3	2,04 ± 0,010	0,13 ± 0,007	5,37 ± 0,08
	0,4	2,45 ± 0,017	0,12 ± 0,003	4,98 ± 0,08
	0,5	2,86 ± 0,014	0,21 ± 0,010	5,24 ± 0,04
osady mieszane + gips 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,92 ± 0,032	0,41 ± 0,021	2,89 ± 0,03
	0,3	8,67 ± 0,034	0,43 ± 0,025	3,04 ± 0,04
	0,4	9,48 ± 0,037	0,42 ± 0,023	3,18 ± 0,04
	0,5	10,52 ± 0,040	0,40 ± 0,020	3,54 ± 0,05
osady mieszane + gips 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,99 ± 0,032	0,39 ± 0,018	2,84 ± 0,03
	0,3	8,89 ± 0,033	0,46 ± 0,026	2,17 ± 0,03
	0,4	10,27 ± 0,040	0,49 ± 0,029	3,04 ± 0,04
	0,5	9,87 ± 0,037	0,47 ± 0,027	3,45 ± 0,05

W warunkach praktycznych oznacza to, że w przypadku filtracji osadów mieszanych z dodatkiem C-494 przy ciśnieniu 0,4 MPa i wyższym zwiększanie dawki

gipsu z 0,4 g do 0,8 g jest nieefektywne i zwiększa jedynie zużycie gipsu w procesie odwadniania osadów. Dodatek gipsu z C – 494 w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 7,92 – 10,52 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) stanowiły 371,4 – 526,2% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g gipsu z C-494 prędkość przebicia wynosiła 0,40 – 0,43 cm³/s. W porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,28– 0,31 cm³/s, czyli procentowo 233,3– 258,3%.

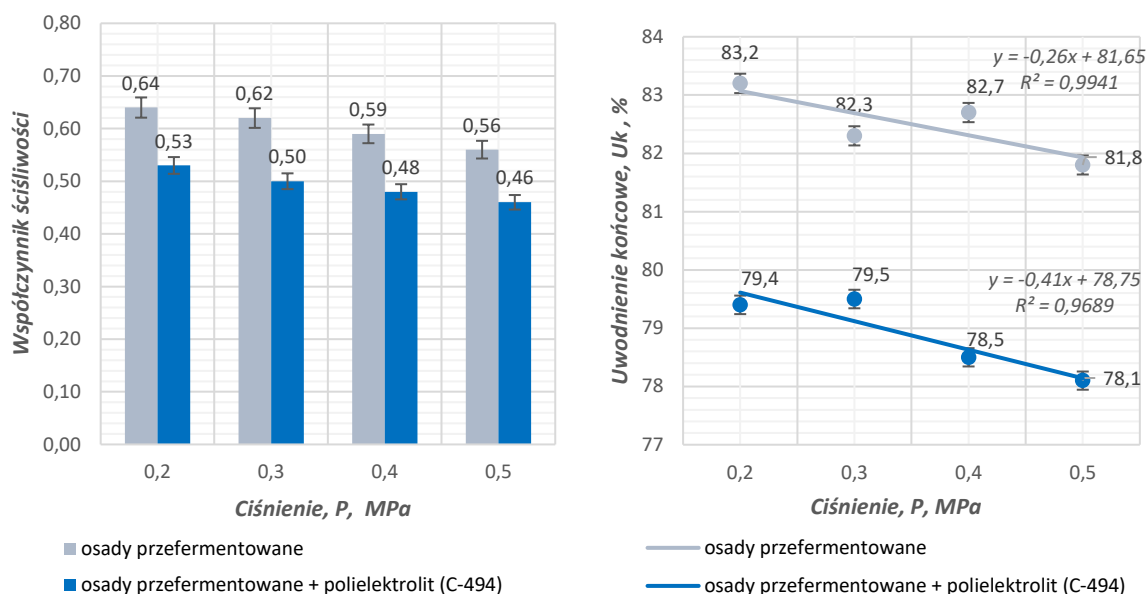
W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g gipsu z C – 494 wynosił 2,89 – 3,54 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 32,1 – 44,5% porównaniu z osadem mieszanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g gipsu z C – 494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,99 – 10,27 kg/m²h (tab. 21). Oznacza to wzrost wydajności o 375,6 – 511,3% stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebicia placka. W stosunku do osadu mieszanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 225,0 – 308,3% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,39 – 0,49 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g gipsu z C – 494 wyniósł 2,17 – 3,45 m/kg *10¹³, co daje spadek o 33,8 – 58,3% względem osadu mieszanego (0,2 MPa).

4.2.3. Osady przefermentowane

Osady ściekowe kondycjonowane polielektrolitem

Ostatnia seria pomiarów dotyczyła osadów przefermentowanych pochodzących z oczyszczalni ścieków „WARTA S.A. w Częstochowie.

Na rysunku 60 widać spadek współczynnika ściśliwości osadów przefermentowanych postępujący wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji. Przyrost ciśnienia filtracji o 0,3 MPa (z 0,2 MPa do 0,5 MPa) spowodował spadek współczynnika ściśliwości o 0,08 w przypadku osadu bez dodatków. Odpowiadało to spadkowi współczynnika ściśliwości o 12,5%. Wartość współczynnika ściśliwości przyjmuje przedział 0,64 – 0,56.



Rys. 60. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych polielektrolitu C-494. [opracowanie własne]

Dodatek polielektrolitu C-494 przekłada się na zauważalny spadek współczynnika ściśliwości osadów przefermentowanych. Po dodaniu polielektrolitu wartość współczynnika wynosiła 0,53 – 0,46. Oznaczało to spadek współczynnika ściśliwości o 17,4 – 21,7%. Jednocześnie współczynnik ściśliwości osadu przefermentowanego z dodatkiem C-494 spada wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji identycznie jak w przypadku osadu bez polielektrolitu oraz osadów wstępnych i mieszanych wykorzystanych we wcześniejszym etapie badań. Potwierdza to zaobserwowaną w przypadku poprzednich osadów wyraźniejszą korelację współczynnika ściśliwości z zawartością polielektrolitu niż ze wzrostem ciśnienia filtracji.

Spadek uwodnienia osadu przefermentowanego wystąpił przy wszystkich ciśnieniach filtracji wykorzystanych w eksperymencie. Dla osadu bez dodatków uwodnienie końcowe wynosiło 83,5 – 81,8%. Spadek uwodnienia między skrajnymi ciśnieniami procesu filtracji wyniósł 1,4 punktu procentowego, co odpowiadało spadkowi zawartości wilgoci o 1,7%. Dodanie polielektrolitu C-494 przełożyło się na spadek końcowego uwodnienia do poziomu 79,5 – 78,1%. Różnica między skrajnymi wartościami wyniosła ponownie 1,4 punktu procentowego co odpowiada różnicy wilgoci na poziomie 1,8%. W przypadku ciśnienia 0,3 MPa uwodnienie końcowe osadu z polielektrolitem było wyższe niż przy ciśnieniu 0,2 MPa różnica ta wynosiła 0,1 punktu procentowego (rys. 60)

Tab. 22. Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem polielektrolitu C-494.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebiciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady przefermentowane	0,2	1,89 ± 0,013	0,13 ± 0,008	6,17 ± 0,08
	0,3	2,25 ± 0,012	0,12 ± 0,006	6,30 ± 0,09
	0,4	2,76 ± 0,015	0,16 ± 0,009	5,60 ± 0,08
	0,5	3,07 ± 0,019	0,22 ± 0,011	5,78 ± 0,07
osady przefermentowane + polielektrolit (C - 494)	0,2	3,87 ± 0,014	0,26 ± 0,011	2,69 ± 0,02
	0,3	4,09 ± 0,015	0,27 ± 0,011	3,04 ± 0,04
	0,4	3,59 ± 0,014	0,30 ± 0,012	3,62 ± 0,04
	0,5	4,73 ± 0,016	0,32 ± 0,012	3,09 ± 0,03

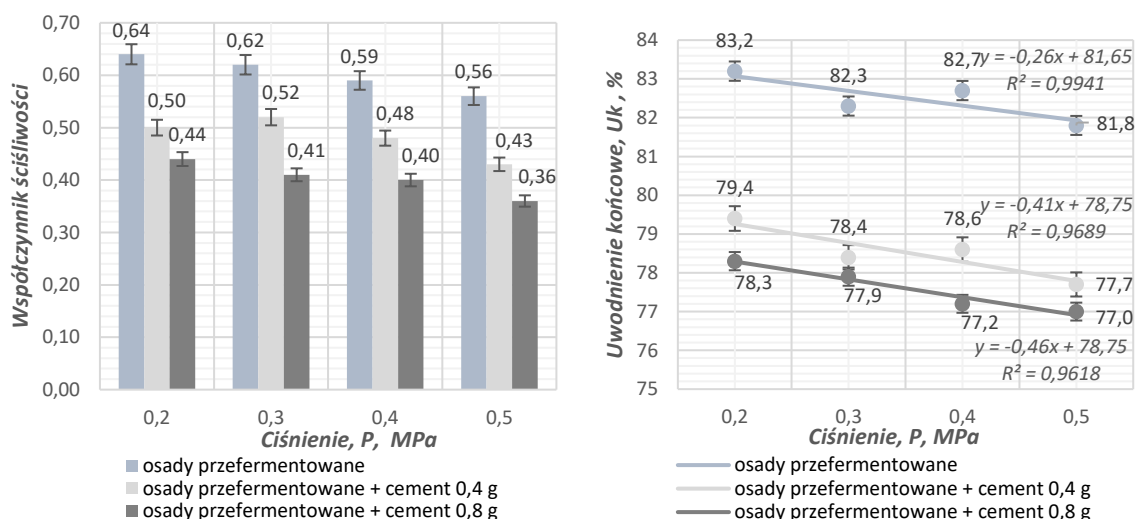
W przypadku osadów przefermentowanych bez dodatku polielektrolitu wydajność procesu filtracji wynosiła w zależności od ciśnienia procesu 1,89– 3,07 kg/m²h. Zmiany ciśnienia procesu przełożyły się na zmianę wydajności filtracji 0,31 – 0,51 kg/m²h. Wyższy różnica ciśnień przekładała się na większe rozbieżności w wydajności procesu. W porównaniu z filtracją osadu przefermentowanego przy ciśnieniu 0,2 MPa zmiany wynosiły 16,4 – 27,0%. Wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji wzrastała prędkość przebicia placka osadu przez frakcję płynną. W zależności od ciśnienia prędkość ta wynosiła 0,12 – 0,22 cm³/s. Różnice w prędkości wynosiły 7,7 – 69,2% względem osadu przefermentowanego (0,2 MPa). Opór filtracji dla osadu przefermentowanego bez dodatków wynosił 4,98 – 5,37 m/kg *10¹³. Należy tutaj zaznaczyć, że opór filtracji nie wzrastał proporcjonalnie do przyrostu ciśnienia filtracji. W przypadku ciśnienia 0,3 MPa wartość oporu była największa. W przypadku ciśnienia 0,4 i 0,5 MPa natomiast opór spadł poniżej wartości z procesu przy ciśnieniu 0,2 MPa (tab. 22).

Dodatek polielektrolitu C-494 przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 3,59 – 4,73 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) wyniosły 0,22 – 1,14 kg/m²h co w ujęciu procentowym daje 41,3 – 56,4% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy również prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu C-494 prędkość przebicia wynosiła 0,26 – 0,32 cm³/s. W porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,13

– 0,19 cm³/s, czyli procentowo 100,0 - 146,2%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano natomiast spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z C-494 wynosił 2,69 – 3,62 m/kg *10¹³. Daje to spadek oporu o 41,3 – 56,4% porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane cementem

Dodatek cementu przełożył się na spadek współczynnika ściśliwości osadów ściekowych przefermentowanych w przypadku obu dawek zastosowanych w eksperymencie, tj. 0,4 g i 0,8 g na 500 cm³. Wyższa dawka przełożyła się na uzyskanie niższego współczynnika ściśliwości w przypadku całego przedziału ciśnienia filtracji zastosowanego w toku badań eksperymentalnych.



Rys. 61. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem cementu.

Różnice w wartościach współczynnika ściśliwości między osadem przefermentowanym a przefermentowanym z dodatkiem cementu wynosiły odpowiednio 0,10 – 0,14 a w ujęciu procentowym 16,1 – 23,2% w odniesieniu do próbki osadów mieszanych bez żadnych dodatków (rys. 61). W przypadku dawki 0,8 g cementu różnice wynosiły 0,19 – 0,21 w przypadku dawki 0,8 g cementu co odpowiadało zmniejszeniu się współczynnika ściśliwości o 31,2 – 35,7%.

Dodatek cementu wywołały wyraźny spadek uwodnienia końcowego przefermentowanych osadów ciekowych. Spadek zawartości wilgoci wystąpił dla obu dawek cementu, tj. 0,4 i 0,8 g oraz dla wszystkich ciśnień filtracji. W przypadku dawki cementu 0,4 g uwodnienie końcowe osiągnęło 79,4 – 77,7%. W przypadku ciśnienia filtracji 0,4 MPa przy dawce 0,4 g cementu zaobserwowano wzrost uwodnienia

końcowego w porównaniu z testem w ciśnieniu 0,3 MPa. Różnica wyniosła 0,2 punktu procentowego, czyli 2,6% zawartości wilgoci. Dla ciśnienia 0,4 MPa wzrost uwodnienia zaobserwowano również dla osadu bez dodatków. W odniesieniu do osadu przefermentowanego spadek uwodnienia końcowego dla próbek z 0,4 g cementu i C-494 wyniósł 3,8 – 4,1 punktu procentowego co oznaczało faktyczną zmianę wilgoci w granicach 4,6 – 5%. W przypadku dawki 0,8 g cementu uwodnienie końcowe wyniosło 78,3 – 77% (rys.61). Redukcja w porównaniu do próbki bez dodatków wyniosła 4,4 – 5,5 punktu procentowego.

Tab. 23. Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem cementu.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebicciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady przefermentowane	0,2	1,89 ± 0,013	0,13 ± 0,008	6,17 ± 0,08
	0,3	2,25 ± 0,012	0,12 ± 0,006	6,30 ± 0,09
	0,4	2,76 ± 0,015	0,16 ± 0,009	5,60 ± 0,08
	0,5	3,07 ± 0,019	0,22 ± 0,011	5,78 ± 0,07
osady przefermentowane + cement 0,4 g	0,2	6,21 ± 0,020	0,35 ± 0,014	2,16 ± 0,021
	0,3	6,02 ± 0,017	0,36 ± 0,011	2,43 ± 0,025
	0,4	6,95 ± 0,023	0,35 ± 0,012	2,75 ± 0,019
	0,5	7,26 ± 0,026	0,39 ± 0,010	2,48 ± 0,016
osady przefermentowane + cement 0,8 g	0,2	7,92 ± 0,033	0,39 ± 0,010	2,62 ± 0,015
	0,3	8,01 ± 0,030	0,38 ± 0,011	2,98 ± 0,018
	0,4	9,01 ± 0,037	0,42 ± 0,013	3,18 ± 0,017
	0,5	9,75 ± 0,035	0,45 ± 0,014	3,29 ± 0,016

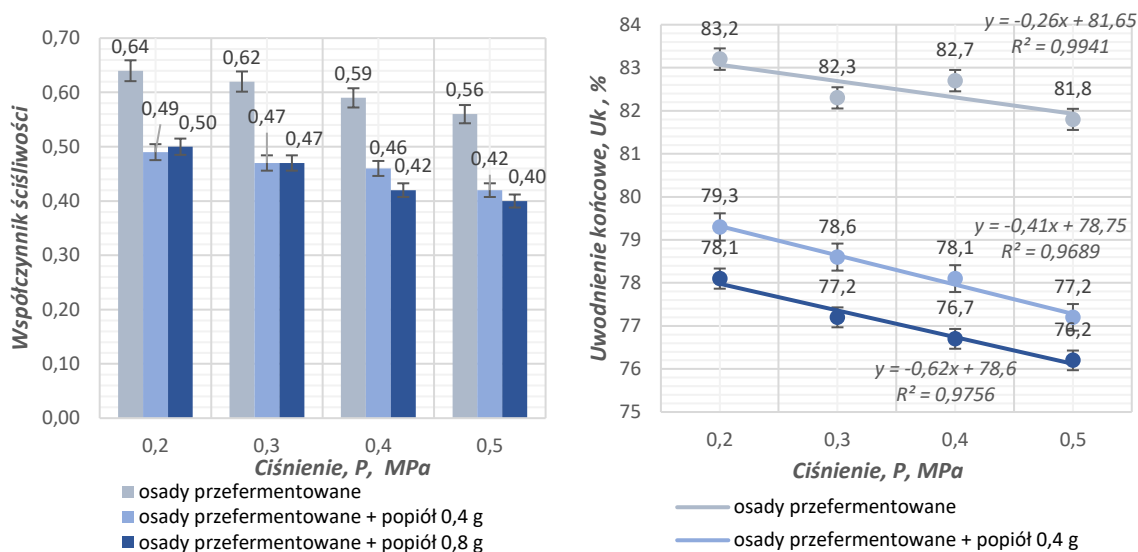
Faktyczna zmiana wilgoci wyniosła 5,3 – 6,7%. Dawka 0,8 g cementu nie powodowała pojedynczych wzrostów uwodnienia końcowego osadu w czasie wzrostu ciśnienia filtracji. Dodatek cementu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 6,02 – 7,62 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) stanowiły 218,5 – 284,1% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebiccia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g cementu prędkość przebiccia wyniosła 0,35 – 0,39 cm³/s. W porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wyniósł 0,22– 0,26 cm³/s, czyli procentowo 169,2 – 200,0%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g cementu wyniósł 2,16

– $2,75 \text{ m/kg} \cdot 10^{13}$. Daje to spadek oporu o 55,4 – 65,0% porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g cementu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,92 – 9,45 $\text{kg/m}^2\text{h}$ (tab. 23). Oznacza to wzrost wydajności o 319,0 – 415,9% stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 192,3 – 246,2% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,39 – 0,45 cm^3/s . Opór filtracji przy dawce 0,8 g cementu wyniósł 2,62 – 3,29 $\text{m/kg} \cdot 10^{13}$, co daje spadek o 46,7 – 57,5% względem osadu przefermentowanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane popiołem

Dodatek popiołu przełożył się na spadek współczynnika ściśliwości osadów ściekowych przefermentowanych w przypadku obu dawek zastosowanych w eksperymencie, tj. 0,4 g i 0,8 g na 500 cm^3 . Wyższa dawka przełożyła się na uzyskanie niższego współczynnika ściśliwości w przypadku ciśnień filtracji 0,4 i 0,5 MPa. W przypadku ciśnienia 0,2 MPa dawka 0,4 g popiołu uzyskała niższy współczynnik ściśliwości osadów przefermentowanych (rys. 62). Przy ciśnieniu 0,3 MPa dla obu dawek popiołu osiągnięto identyczny współczynnik ściśliwości – 0,47. Obie dawki popiołu przełożyły się na spadek współczynnika ściśliwości osadu w porównaniu z osadem bez dodatków. W przypadku dawki 0,4 g popiołu spadek współczynnika ściśliwości wyniósł 0,13 – 0,16. Oznaczało to zmianę na poziomie 23,4 – 28,6%. Dawka 0,8 g popiołu przełożyła się na spadek współczynnika ściśliwości o 0,14 – 0,17. Faktyczna zmiana wyniosła 21,8 – 28,8%. Popiół dodany do osadów przefermentowanych przełożył się na spadek uwodnienia końcowego w obu dawkach i dla wszystkich ciśnień wykorzystanych w procesie filtracji. W przypadku dawki 0,4 g osiągnięto uwodnienie 79,3 – 77,2%. Oznaczało to spadek uwodnienia o 3,7 – 4,6 punktu procentowego w porównaniu z osadem przefermentowanym bez dodatków. Oznaczało to redukcję wilgoci w osadzie o 4,5 – 5,6% (rys. 62). Dawka 0,8 g popiołu przełożyła się na uwodnienie końcowe na poziomie 78,1 – 76,2%. Spadek uwodnienia względem osadów przefermentowanych bez dodatków wynosił 5,1 – 6 punktów procentowych. Rzeczywisty spadek wilgotności osadu wyniósł 6,1 – 7,7%. Dodatek popiołu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 7,04 – 8,04 $\text{kg/m}^2\text{h}$. Zmiany w stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) stanowiły 272,5– 325,4% przyrost wydajności.

Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g popiołu prędkość przebicia wynosiła 0,32 – 0,42 cm³/s.



Rys. 62. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem popiołu.

W porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,19– 0,29 cm³/s, czyli procentowo 146,2 – 223,1% (tab. 24). W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków.

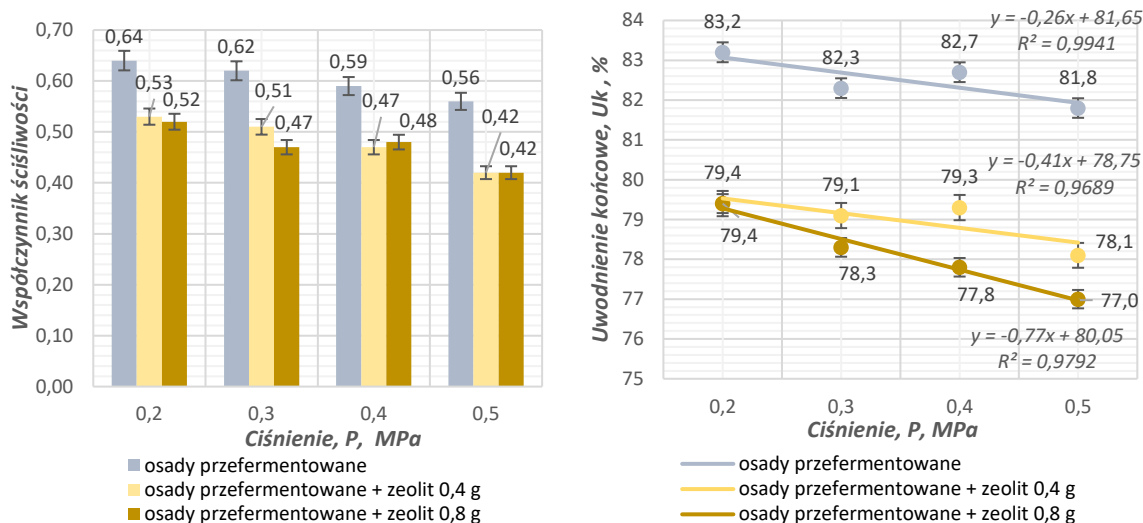
Tab. 24. Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem popiołu.

Sposób kondycjonowania	Ciśnienie filtracji MPa	Wydajność kg/m ² h	Prędkość przy przebiciu placka osadu cm ³ /s	Opór filtracji r, m/kg *10 ¹³
osady przefermentowane	0,2	1,89 ± 0,013	0,13 ± 0,008	6,17 ± 0,08
	0,3	2,25 ± 0,012	0,12 ± 0,006	6,30 ± 0,09
	0,4	2,76 ± 0,015	0,16 ± 0,009	5,60 ± 0,08
	0,5	3,07 ± 0,019	0,22 ± 0,011	5,78 ± 0,07
osady przefermentowane + popiół 0,4 g	0,2	7,04 ± 0,022	0,34 ± 0,011	2,95 ± 0,022
	0,3	7,21 ± 0,019	0,32 ± 0,009	2,75 ± 0,023
	0,4	7,14 ± 0,023	0,39 ± 0,013	3,06 ± 0,021
	0,5	8,04 ± 0,027	0,42 ± 0,015	3,42 ± 0,024
osady przefermentowane + popiół 0,8 g	0,2	7,56 ± 0,026	0,36 ± 0,012	3,75 ± 0,026
	0,3	8,29 ± 0,032	0,37 ± 0,012	2,68 ± 0,016
	0,4	9,42 ± 0,036	0,43 ± 0,014	2,47 ± 0,013
	0,5	9,81 ± 0,037	0,47 ± 0,014	2,98 ± 0,022

Opór filtracji osadu z 0,4 g popiołu wynosił $2,75 - 3,42 \text{ m/kg} \cdot 10^{13}$. Daje to spadek oporu o 44,6 – 55,4% porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g popiołu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,56 – 9,81 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 300,0 – 419,0% stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 176,9 – 261,5% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,36 – 0,47 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g popiołu wyniósł $2,47 - 3,75 \text{ m/kg} \cdot 10^{13}$, co daje spadek o 39,2 – 60,0% względem osadu przefermentowanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane zeolitem

Dodatek zeolitu do osadów ściekowych przefermentowanych przełożył się spadek współczynnika ściśliwości osadów przefermentowanych. Spadek wartości współczynnika odnotowano dla obu dawek i przy wszystkich ciśnieniach wykorzystanych w procesie filtracji. Dawka 0,8 g zeolitu pozwoliła osiągnąć niższe wartości współczynnika ściśliwości dla ciśnień filtracji 0,2 i 0,3 MPa (rys. 63). W przypadku ciśnienia procesu 0,4 MPa niższą wartość współczynnika uzyskano przy dawce 0,4 g zeolitu. Dla ciśnienia 0,5 MPa współczynnik przyjął identyczną wartość dla obu dawek zeolitu – 0,42. Przy dawce 0,4 g zeolitu współczynnik ściśliwości przyjmował wartości rzędu 0,53 – 0,42. Oznaczało to spadek o 0,11 – 0,14. Rzeczywisty spadek procentowy wahał się w przedziale 17,2 – 25%. Dla dawki 0,8 g zeolitu współczynnik ściśliwości wynosił 0,52 – 0,42. Spadek w porównaniu do osadu bez dodatków wynosił 0,11 – 0,15. Spadek procentowy wartości współczynnika wynosiła w zależności od ciśnienia procesu filtracji 18,6 – 25%. Zeolit, dodany do osadów przefermentowanych, przełożył się na spadek uwodnienia końcowego osadów ściekowych. Spadek końcowej zawartości wody w osadzie wystąpił dla obu dawek zeolitu i wszystkich ciśnień wykorzystanych w procesie filtracji. Dawka 0,8 g zeolitu pozwoliła uzyskać niższe uwodnienie końcowe dla ciśnienia 0,3 MPa i wyższych. W przypadku ciśnienia filtracji rzędu 0,2 MPa wartość uwodnienia końcowego była identyczna dla obu dawek i wynosiła 79,4%. Ciśnienie filtracji na poziomie 0,4 MPa spowodowało wzrost uwodnienia w stosunku do wartości przy ciśnieniu 0,3 MPa dla osadu bez dodatków oraz osadu z 0,4 g zeolitu.



Rys. 63. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem zeolitu.

Dla dawki 0,4 g zeolitu uwodnienie końcowe wahało się w przedziale 79,4 – 78,1% w zależności od ciśnienia filtracji (rys. 63). Oznaczało to spadek uwodnienia końcowego osadów o 3,2 – 3,8 punktu procentowego.

Tab. 25. Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem zeolitu.

Sposób kondycjonowania	Ciśnienie filtracji MPa	Wydajność kg/m ² h	Prędkość przy przebiciu placka osadu cm ³ /s	Opór filtracji r, m/kg *10 ¹³
osady przefermentowane	0,2	1,89 ± 0,013	0,13 ± 0,008	6,17 ± 0,08
	0,3	2,25 ± 0,012	0,12 ± 0,006	6,30 ± 0,09
	0,4	2,76 ± 0,015	0,16 ± 0,009	5,60 ± 0,08
	0,5	3,07 ± 0,019	0,22 ± 0,011	5,78 ± 0,07
osady przefermentowane + zeolit 0,4 g	0,2	5,23 ± 0,019	0,24 ± 0,011	2,84 ± 0,02
	0,3	5,32 ± 0,019	0,26 ± 0,012	2,04 ± 0,02
	0,4	5,67 ± 0,020	0,25 ± 0,012	2,36 ± 0,02
	0,5	6,57 ± 0,022	0,29 ± 0,014	2,04 ± 0,02
osady przefermentowane + zeolit 0,8 g	0,2	5,97 ± 0,020	0,30 ± 0,014	2,18 ± 0,02
	0,3	6,38 ± 0,024	0,32 ± 0,015	2,63 ± 0,03
	0,4	7,00 ± 0,028	0,31 ± 0,014	2,47 ± 0,03
	0,5	7,21 ± 0,029	0,34 ± 0,015	2,48 ± 0,02

Wartość procentowa zmiany uwodnienia wahała się o 3,9 – 4,6%. W przypadku zastosowania zeolitu w dawce 0,8 g/500 dm³ osadu uwodnienia końcowe wynosiło 79,4 –

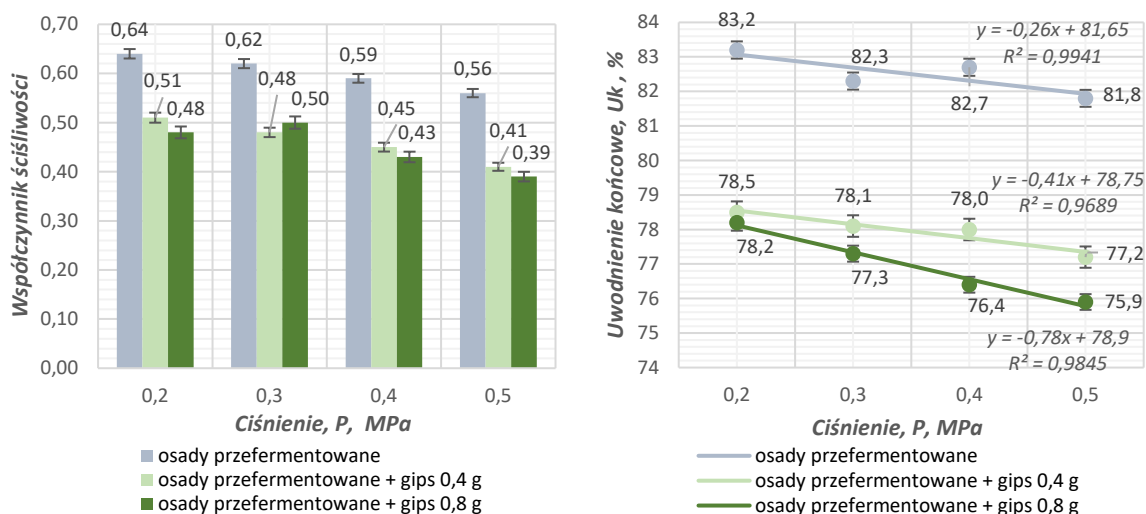
77,0%. Spadek w porównaniu z osadem przefermentowanym bez dodatków wynosił 3,8 – 4,9 punktu procentowego. Dawało to spadek zawartości wilgoci w osadzie rzędu 4,6 – 5,9%.

Dodatek zeolitu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 5,23 – 6,57 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) stanowiły 176,7 – 247,6% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebiccia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g zeolitu prędkość przebiccia wynosiła 0,24 – 0,29 cm³/s. W porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,11– 0,16 cm³/s, czyli procentowo 84,6 – 247,6%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g zeolitu wynosił 2,04 – 2,84 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 54,0– 66,9% porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g zeolitu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 5,97 – 7,21 kg/m²h (tab. 25). Oznacza to wzrost wydajności o 215,9 – 281,5% stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 130,8 – 161,5% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,30 – 0,34 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g zeolitu wyniósł 2,18 – 2,63 m/kg *10¹³, co daje spadek o 57,4 – 64,7% względem osadu przefermentowanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane gipsem

Dodatek gipsu spowodował spadek współczynnika ściśliwości osadów dla obu dawek oraz wszystkich ciśnień wykorzystanych w badaniach laboratoryjnych. Dawka 0,8 g gipsu przełożyła się na osiągnięcie niższej wartości współczynnika ściśliwości osadów dla ciśnienia filtracji 0,2; 0,4 oraz 0,5 MPa (rys. 64). Przy ciśnieniu 0,3 MPa wartość współczynnika ściśliwości była niższa dla dawki 0,4 g gipsu. Dawka 0,4 g pozwoliła na uzyskanie wartości współczynnika na poziomie 0,51 – 0,41. W porównaniu z osadem przefermentowanym bez dodatków różnica wartości współczynnika wynosiła 0,13 – 0,15. Procentowo stanowiło to wartość 20,3 – 26,8%. Dla dawki 0,8 g gipsu wartość współczynnika ściśliwości wyniosła 0,50 – 0,39. Różnica w stosunku do osadu przefermentowanego bez dodatków wynosiła 0,12 – 0,15, co stanowiło zmianę wartości współczynnika o 20,3 – 26,8%. Dodatek gipsu przełożył się na spadek końcowego

uwodnienia osadów przefermentowanych w przypadku obu dawek (0,4 i 0,8 g) oraz wszystkich wartości ciśnienia w procesie filtracji.



Rys. 64. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem gipsu.

Dawka 0,8 g przełożyła się na osiągnięcie niższych wartości uwodnienia końcowego dla każdego z wykorzystanych ciśnień filtracji. W przypadku dawki gipsu 0,4 g uwodnienie końcowe wynosiło 78,5 – 77,2% (rys. 64).

Tab.26. Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem gipsu.

Sposób kondycjonowania	Ciśnienie filtracji MPa	Wydajność kg/m ² h	Prędkość przy przebiciu plačka osadu cm ³ /s	Opór filtracji r, m/kg *10 ¹³
osady przefermentowane	0,2	1,89 ± 0,013	0,13 ± 0,008	6,17 ± 0,08
	0,3	2,25 ± 0,012	0,12 ± 0,006	6,30 ± 0,09
	0,4	2,76 ± 0,015	0,16 ± 0,009	5,60 ± 0,08
	0,5	3,07 ± 0,019	0,22 ± 0,011	5,78 ± 0,07
osady przefermentowane + gips 0,4 g	0,2	7,26 ± 0,029	0,35 ± 0,011	3,48 ± 0,03
	0,3	7,69 ± 0,030	0,36 ± 0,012	3,54 ± 0,03
	0,4	7,52 ± 0,029	0,39 ± 0,016	2,95 ± 0,02
	0,5	8,54 ± 0,032	0,41 ± 0,021	3,48 ± 0,03
osady przefermentowane + gips 0,8 g	0,2	7,29 ± 0,030	0,35 ± 0,015	3,78 ± 0,04
	0,3	7,69 ± 0,031	0,34 ± 0,016	2,96 ± 0,03
	0,4	8,58 ± 0,034	0,36 ± 0,015	3,17 ± 0,03
	0,5	9,64 ± 0,039	0,33 ± 0,016	3,89 ± 0,04

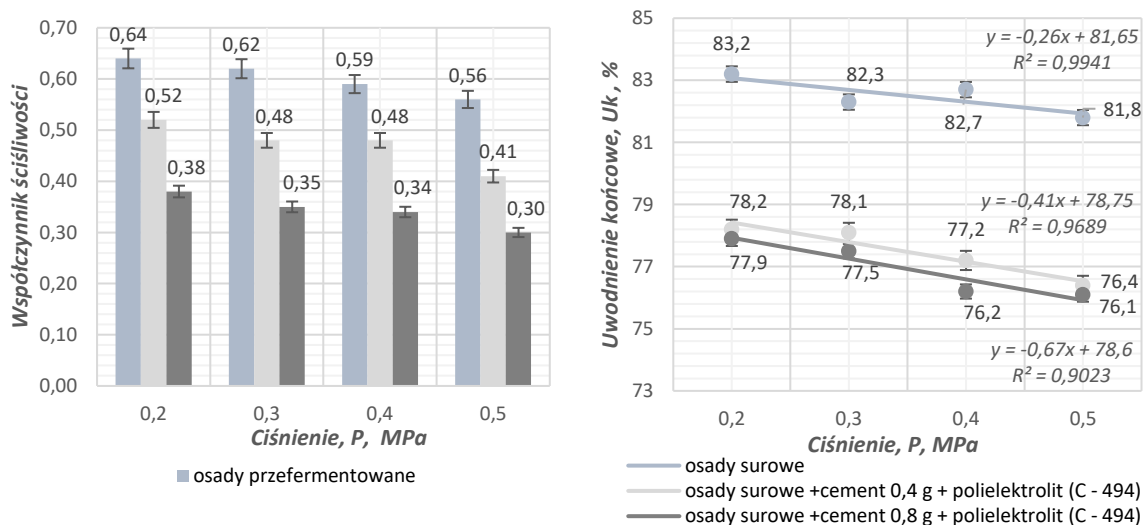
Spadek względem osadów przefermentowanych wynosi 4,2 – 4,7 punktu procentowego co daje wartość 5,1 – 5,7% zawartości wilgoci w osadzie. W przypadku dawki 0,8 g gipsu uwodnienie końcowe osiągnęło 78,2 – 75,9%. Spadek w stosunku do osadu bez dodatków wynosił 5,0 - 6,3 punktu procentowego. Dawało to różnice zawartości wilgoci w osadzie na poziomie 6.0 – 7.6%.

Dodatek gipsu w dawce 0,4 g przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 7,26 – 8,54 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) stanowiły 284,1 – 351,9% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g gipsu prędkość przebicia wynosiła 0,35 – 0,41 cm³/s. W porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,22– 0,28 cm³/s, czyli procentowo 162,2 – 215,4%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g gipsu wynosił 2,95 – 3,54 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 42,6– 52,2% porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g gipsu spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,29 – 9,64 kg/m²h (tab. 26). Oznacza to wzrost wydajności o 285,7– 410,1% stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebicia placka. W stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 153,8 – 176,9% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,33 – 0,36 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g gipsu wyniósł 2,96 – 3,89 m/kg *10¹³, co daje spadek o 37,0 – 52,0% względem osadu przefermentowanego (0,2 MPa).

Osady ściekowe kondycjonowane cementem i polielektrolitem (C - 494)

Dodatek cementu wraz z obecnością polielektrolitu C-494 przełożył się na znaczący spadek współczynnika ściśliwości dla obu dawek cementu, tj. 0,4 i 0,8 g. Spadek wartości współczynnika wystąpił w przypadku każdego z ciśnień wykorzystanych w procesie filtracji. W przypadku dawki cementu 0,4 g wartość współczynnika wynosiła 0,52 – 0,41. Oznaczało to spadek wartości współczynnika o 0,11 – 0,15. Spadek procentowy kształtował się na poziomie 18,6 – 26,8. Należy tutaj zaznaczyć, że wzrost ciśnienia filtracji z 0,3 do 0,4 MPa w przypadku dawki 0,4 g cementu nie spowodował spadku wartości współczynnika ściśliwości. Współczynnik dla ciśnień 0,3 i 0,4 MPa wynosił 0,48 (rys. 4.28). W przypadku dawki 0,8 g cementu wartość współczynnika wynosiła 0,38 – 0,30. Oznacza to spadek o 0,25 – 0,27 względem osadu przefermentowanego bez żadnych dodatków. Procentowo różnica ta wynosiła 40,6 –

46,4%. Dodatek cementu wraz z polielektrolitem C-494 przełożył się na spadek końcowego uwodnienia osadów przefermentowanych w przypadku obu dawek cementu i całego przedziału ciśnień zastosowanego w czasie filtracji. W przypadku dawki 0,4 g uwodnienie końcowe wynosiło 78,2 – 76,4%. Oznaczało to spadek względem osadu bez dodatków o 4,2 -5,5 punktu procentowego. Spadek procentowy wyniósł 5,1 – 6,7. Dawka 0,8 g przełożyła się na uwodnienie końcowe rzędu 77,9 – 76,1. Spadek względem osadu przefermentowanego wyniósł 4,8 – 6,5, co w ujęciu procentowym oznacza różnicę 5,8 – 7,9% (rys. 65).



Rys. 65. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.

Dodatek cementu w dawce 0,4 g z polielektrolitem C - 494 przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 7,38 – 9,09 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) stanowiły 290,5 – 381,0% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g cementu z polielektrolitem C - 494 prędkość przebicia wynosiła 0,35 – 0,42 cm³/s. W porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,22– 0,29 cm³/s, czyli procentowo 169,2 – 223,1%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g cementu z polielektrolitem C - 494 wynosił 2,14 – 3,35 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 45,7– 65,3% porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g cementu z polielektrolitem C - 494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,93 – 10,26 kg/m²h (tab. 27). Oznacza to wzrost wydajności o 230,8 – 284,6% stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również

prędkość przebicia placka. W stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 230,8 – 284,6% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,43 – 0,50 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g cementu z polielektrolitem C - 494 wyniósł 2,58 – 3,78 m/kg *10¹³, co daje spadek o 38,7 – 58,2% względem osadu przefermentowanego (0,2 MPa).

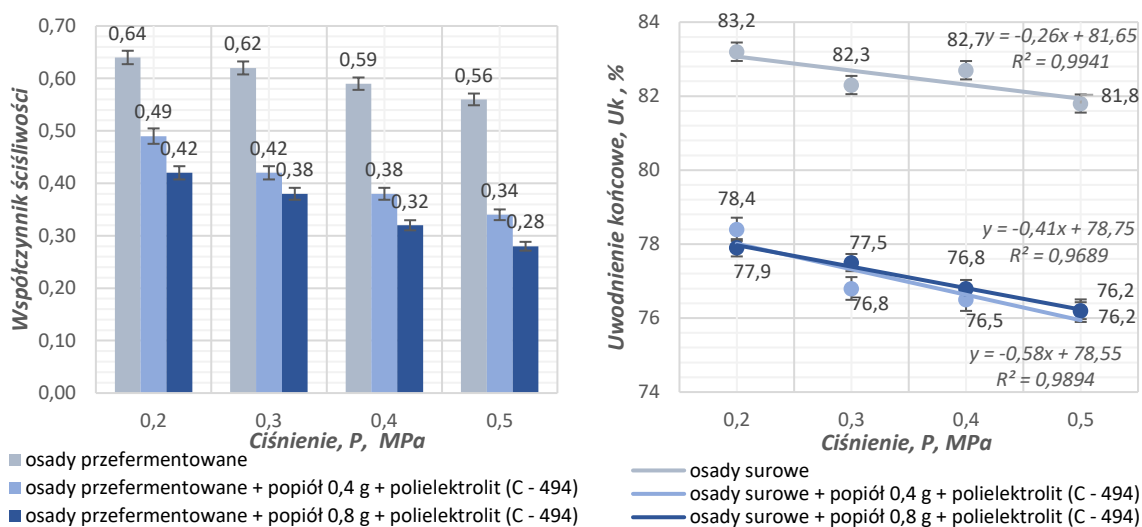
Tab. 27. Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebicciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady przefermentowane	0,2	1,89 ± 0,013	0,13 ± 0,008	6,17 ± 0,08
	0,3	2,25 ± 0,012	0,12 ± 0,006	6,30 ± 0,09
	0,4	2,76 ± 0,015	0,16 ± 0,009	5,60 ± 0,08
	0,5	3,07 ± 0,019	0,22 ± 0,011	5,78 ± 0,07
osady przefermentowane + cement 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,38 ± 0,022	0,35 ± 0,014	2,56 ± 0,021
	0,3	8,75 ± 0,023	0,38 ± 0,015	2,14 ± 0,025
	0,4	8,89 ± 0,023	0,42 ± 0,019	2,89 ± 0,019
	0,5	9,09 ± 0,026	0,41 ± 0,019	3,35 ± 0,021
osady przefermentowane + cement 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,93 ± 0,033	0,43 ± 0,020	2,58 ± 0,02
	0,3	8,59 ± 0,030	0,44 ± 0,022	3,78 ± 0,04
	0,4	9,78 ± 0,037	0,46 ± 0,023	3,65 ± 0,03
	0,5	10,26 ± 0,039	0,50 ± 0,025	3,46 ± 0,04

Osady ściekowe kondycjonowane popiołem i polielektrolitem (C - 494)

Dodatek popiołu wraz z polielektrolitem przełożył się na spadek wartości współczynnika ściśliwości dla wszystkich ciśnień filtracji oraz obu dawek popiołu (0,4 i 0,8 g). W przypadku dawki 0,4 g współczynnik ściśliwości przyjmował wartości 0,49 – 0,34. Oznaczało to spadek wartości współczynnika o 0,15 – 0,22 w stosunku do osadu przefermentowanego nie posiadającego żadnych dodatków (rys. 66). Procentowa różnica kształtowała się na poziomie 23,4 – 39,3%. W przypadku dawki 0,8 g popiołu w obecności polielektrolitu wartość współczynnika ściśliwości wynosiła 0,42 – 0,28. Procentowa różnica w wartości współczynnika względem osadu bez dodatków wyniosła 34,4 – 50,0%. Popiół wraz z polielektrolitem C-494 spowodowały wyraźny spadek uwodnienia końcowego osadu przefermentowanego. Spadek zawartości wody wystąpił dla obu dawek popiołu przy każdym z ciśnień filtracji. W przypadku dawki 0,4 g popiołu

wartość uwodnienia końcowego wynosiła 78,4 – 76,2%. Spadek względem osadu bez dodatków wynosił 4,8 – 6,2 punktu procentowego. W ujęciu procentowym oznaczało to spadek o 5,8 – 7,5%. Dawka 0,8 g popiołu przełożyła się na uwodnienie końcowe na poziomie 77,9 – 76,2% (rys. 66). Spadek zawartości wilgoci w osadzie wyniósł 4,8 – 5,9 punktu procentowego, co daje różnicę procentową rzędu 5,8 – 7,1%. Należy tutaj zauważyć, że niższa dawka popiołu (0,4 g) spowodowała osiągnięcie niższej wartości uwodnienia końcowego dla ciśnień filtracji 0,3 i 0,4 MPa.



Rys. 66. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.

Dodatek popiołu w dawce 0,4 g z polielektrolitem C - 494 przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 7,38 – 9,09 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) stanowiły 290,5 – 381,0% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia płacka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g popiołu z polielektrolitem C - 494 prędkość przebicia wynosiła 0,35 – 0,42 cm³/s. W porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,22– 0,29 cm³/s, czyli procentowo 169,2 – 223,1%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g popiołu z polielektrolitem C - 494 wynosił 2,14 – 3,35 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 45,7– 65,3% porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa) (tab. 28). Dawka 0,8 g popiołu z polielektrolitem C - 494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,93 – 10,26 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 230,8 – 284,6% stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również

prędkość przebicia placka. W stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 230,8 – 284,6% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,43 – 0,50 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g popiołu z polielektrolitem C - 494 wyniósł 2,58 – 3,78 m/kg *10¹³, co daje spadek o 38,7 – 58,2% względem osadu przefermentowanego (0,2 MPa).

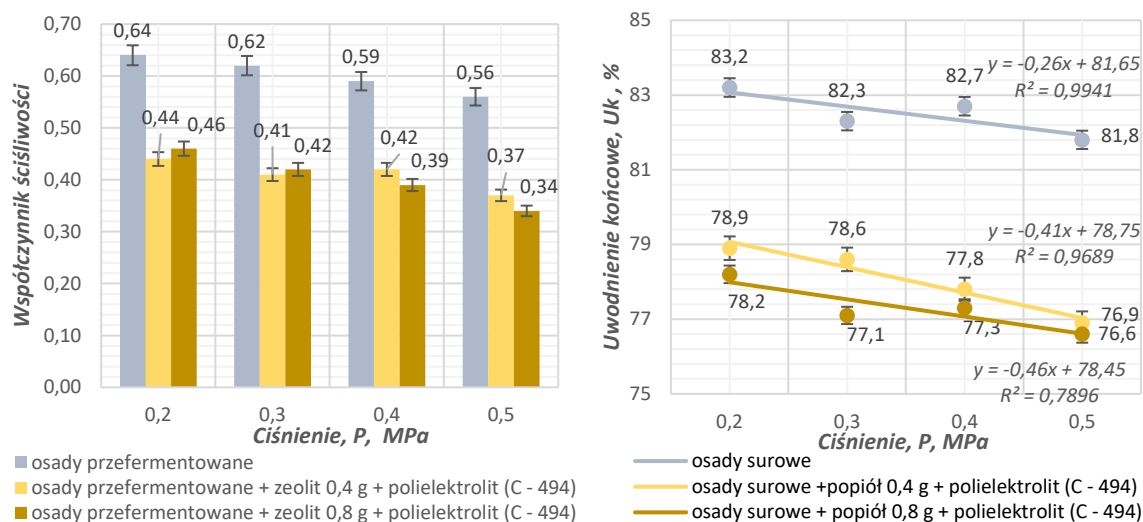
Tab. 28. Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebicciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady przefermentowane	0,2	1,89 ± 0,013	0,13 ± 0,008	6,17 ± 0,08
	0,3	2,25 ± 0,012	0,12 ± 0,006	6,30 ± 0,09
	0,4	2,76 ± 0,015	0,16 ± 0,009	5,60 ± 0,08
	0,5	3,07 ± 0,019	0,22 ± 0,011	5,78 ± 0,07
osady przefermentowane + popiół 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,38 ± 0,022	0,35 ± 0,014	2,56 ± 0,021
	0,3	8,75 ± 0,023	0,38 ± 0,015	2,14 ± 0,025
	0,4	8,89 ± 0,023	0,42 ± 0,019	2,89 ± 0,019
	0,5	9,09 ± 0,026	0,41 ± 0,019	3,35 ± 0,021
osady przefermentowane + popiół 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,93 ± 0,033	0,43 ± 0,020	2,58 ± 0,02
	0,3	8,59 ± 0,030	0,44 ± 0,022	3,78 ± 0,04
	0,4	9,78 ± 0,037	0,46 ± 0,023	3,65 ± 0,03
	0,5	10,26 ± 0,039	0,50 ± 0,025	3,46 ± 0,04

Osady ściekowe kondycjonowane zeolitem i polielektrolitem (C - 494)

Dodatek zeolitu wraz z polielektrolitem C-494 przełożył się na spadek wartości współczynnika ściśliwości osadów przefermentowanych. Spadek nastąpił dla obu dawek zeolitu (0,4 i 0,8 g) oraz przy każdym z ciśnień procesu filtracji. W przypadku dawki 0,4 g zeolitu wartość współczynnika filtracji zawierała się w przedziale 0,44 – 0,37 (rys. 67). Oznaczało to spadek w stosunku do osadu przefermentowanego bez dodatków o 0,17 – 0,21. Faktyczny spadek ściśliwości wynosił 28,8 – 33,9%. Dawka 0,8 g zeolitu wiązał się ze współczynnikiem ściśliwości rzędu 0,46 – 0,34. Spadek wartość współczynnika względem osadu bez dodatku wyniósł 0,18 – 0,22. Procentowy spadek ściśliwości osadu wynosił 28,1 – 39,3%. Należy zauważyć, że w przypadku dawki 0,4 g zeolitu współczynnik ściśliwości osadu fermentowanego dla ciśnień filtracji 0,2 i 0,3 MPa był niższy niż dla dawki 0,8 g zeolitu przy tym samym ciśnieniu filtracji. Zeolit dodany wraz

z polielektrolitem C-494 do osadów prefermentowanych przełożył się na spadek uwodnienia końcowego osadu. Redukcja zawartości wilgoci nastąpiła w przypadku obu dawek zeolitu. Dawka 0,4 g zeolitu pozwoliła na osiągnięcie uwodnienia końcowego na poziomie 78,9 – 76,9%. Oznaczało to spadek wartości uwodnienia względem osadu prefermentowanego bez dodatków o 3,7 – 4,9 punktu procentowego (rys.67).



Rys. 67. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów prefermentowanych oraz osadów prefermentowanych z dodatkiem zeolitu i polielektrolitu C 494.

Oznaczało to utratę wilgoci na poziomie 4,5 – 6,0%. W przypadku dawki 0,8 g zeolitu uwodnienie końcowe osadu wyniosło 78,2 – 76,6%. Oznacza to redukcję uwodnienia o 5,0 – 5,4 punktu procentowego. Faktyczny spadek zawartości wilgoci w osadzie wyniósł 6,0 – 6,5%.

Dodatek zeolitu w dawce 0,4 g z polielektrolitem C - 494 przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 6,14 – 8,12 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu prefermentowanego (0,2 MPa) stanowiły 224,9 – 329,6% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicja placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g zeolitu z polielektrolitem C - 494 prędkość przebicja wynosiła 0,33 – 0,42 cm³/s. W porównaniu z osadem prefermentowanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wynosił 0,20– 0,29 cm³/s, czyli procentowo 153,8 – 223,1%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g zeolitu z polielektrolitem C - 494 wynosił 2,18 – 2,65 m/kg*10¹³. Daje to spadek oporu o 57,1– 64,7% porównaniu z osadem prefermentowanym (0,2 MPa). Dawka 0,8 g zeolitu z polielektrolitem C - 494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 7,65 – 8,16 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 304,8 – 331,7% stosunku

do osadu przefermentowanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 146,2 – 230,8% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,32 – 043 cm³/s (tab. 29). Opór filtracji przy dawce 0,8 g zeolitu z polielektrolitem C - 494 wyniósł 2,17 – 3,15 m/kg *10¹³, co daje spadek o 48,9 – 64,8% względem osadu przefermentowanego (0,2 MPa).

Tab. 29. Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem zeolitu i polielektrolitu C-494.

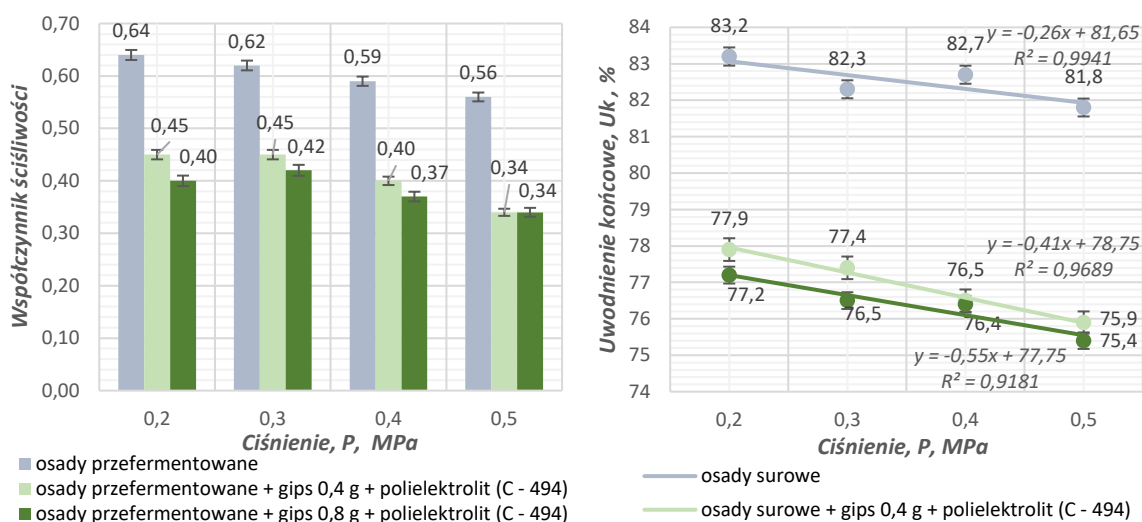
<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebicciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady przefermentowane	0,2	1,89 ± 0,013	0,13 ± 0,008	6,17 ± 0,08
	0,3	2,25 ± 0,012	0,12 ± 0,006	6,30 ± 0,09
	0,4	2,76 ± 0,015	0,16 ± 0,009	5,60 ± 0,08
	0,5	3,07 ± 0,019	0,22 ± 0,011	5,78 ± 0,07
osady przefermentowane + zeolit 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	6,14 ± 0,026	0,33 ± 0,014	2,36 ± 0,021
	0,3	7,68 ± 0,028	0,36 ± 0,015	2,45 ± 0,025
	0,4	7,36 ± 0,028	0,38 ± 0,017	2,18 ± 0,019
	0,5	8,12 ± 0,030	0,42 ± 0,019	2,65 ± 0,021
osady przefermentowane + zeolit 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	7,65 ± 0,033	0,32 ± 0,014	2,17 ± 0,02
	0,3	7,85 ± 0,034	0,38 ± 0,018	2,45 ± 0,03
	0,4	8,16 ± 0,037	0,42 ± 0,020	3,09 ± 0,04
	0,5	7,96 ± 0,035	0,43 ± 0,025	3,15 ± 0,04

Osady ściekowe kondycjonowane gipsem i polielektrolitem (C - 494)

Dodatek gipsu wraz z polielektrolitem C-494 przełożył się na spadek współczynnika ściśliwości osadów przefermentowanych. Spadek wartości współczynnika miał miejsce dla obu dawek gipsu (0,4 i 0,8 g) i każdego z ciśnień filtracji wykorzystanych w toku badań laboratoryjnych. W przypadku dawki 0,4 g gipsu współczynnik ściśliwości przyjmował wartość 0,45 – 0,34 (rys. 68). W porównaniu z osadem fermentowanym nie zawierającym gipsu ani polielektrolitu spadek wyniósł 0,17 – 0,22. Spadek ściśliwości wyniósł więc 27,4 – 39,3%. Dla dawki 0,8 g gipsu współczynnik ściśliwości osadu wynosił 0,40 – 0,34. Spadek względem osadu bez dodatków wynosił 0,20 – 0,24, co dawało faktyczny spadek ściśliwości o 32,3 – 39,3%.

Należy tutaj zauważyć, że w przypadku ciśnienia filtracji na poziomie 0,5 MPa współczynnik ściśliwości osadu wynosił 0,34 dla obu użytych dawek gipsu.

Dodatek gipsu wraz z polielektrolitem przełożył się na spadek zawartości wilgoci w osadzie przefermentowanym. Spadek uwodnienia końcowego nastąpił dla obu dawek gipsu i każdej wartości ciśnienia filtracji wykorzystanych w doświadczeniu. Dla dawki 0,4 g gipsu uwodnienie końcowe osadu wynosiło 77,9 – 75,9% (rys. 68). W porównaniu z osadem bez dodatków spadek uwodnienia wyniósł 4,9 – 6,2 punktu procentowego. Oznaczało to spadek zawartości wilgoci o 6,0 – 7,5%. W przypadku dawki 0,8 g gipsu uwodnienie końcowe osadu wynosiło 77,2 – 75,4%. Spadek w stosunku do osadu przefermentowanego niezawierającego dodatków wyniósł 5,8 – 6,4. Wilgotność osadu spadała więc o 7,0 – 7,8%.



Rys. 68. Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C - 494.

Dodatek gipsu w dawce 0,4 g z polielektrolitem C - 494 przełożył się na wzrost wydajności procesu filtracji do wartości 8,42 – 11,20 kg/m²h. Zmiany w stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) stanowiły 345,5 – 492,6% przyrost wydajności. Zwiększeniu uległy prędkości przebicia placka osadu przez frakcję płynną. Po oddaniu 0,4 g gipsu z polielektrolitem C - 494 prędkość przebicia wynosiła 0,42 – 0,56 cm³/s. W porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa) przyrost prędkości wyniósł 0,29– 0,43 cm³/s, czyli procentowo 223,1 – 330,8%. W przypadku oporów filtracji zaobserwowano spadek w porównaniu z osadem bez dodatków. Opór filtracji osadu z 0,4 g gipsu z polielektrolitem C - 494 wynosił 2,48 – 3,48 m/kg*10¹³ (tab. 30). Daje to spadek oporu o 43,8– 59,8% porównaniu z osadem przefermentowanym (0,2 MPa).

Dawka 0,8 g gipsu z polielektrolitem C - 494 spowodowała zwiększenie wydajności filtracji do poziomu 8,65 – 10,83 kg/m²h. Oznacza to wzrost wydajności o 357,78 – 473,0% stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa). Zwiększeniu uległa również prędkość przebiccia placka. W stosunku do osadu przefermentowanego (0,2 MPa) prędkość wzrosła o 230,8 – 300,0% osiągając w zależności od ciśnienia filtracji wartości 0,43 – 0,52 cm³/s. Opór filtracji przy dawce 0,8 g gipsu z polielektrolitem C - 494 wyniósł 2,41 – 2,78 m/kg *10¹³, co daje spadek o 54,9 – 60,9% względem osadu przefermentowanego (0,2 MPa).

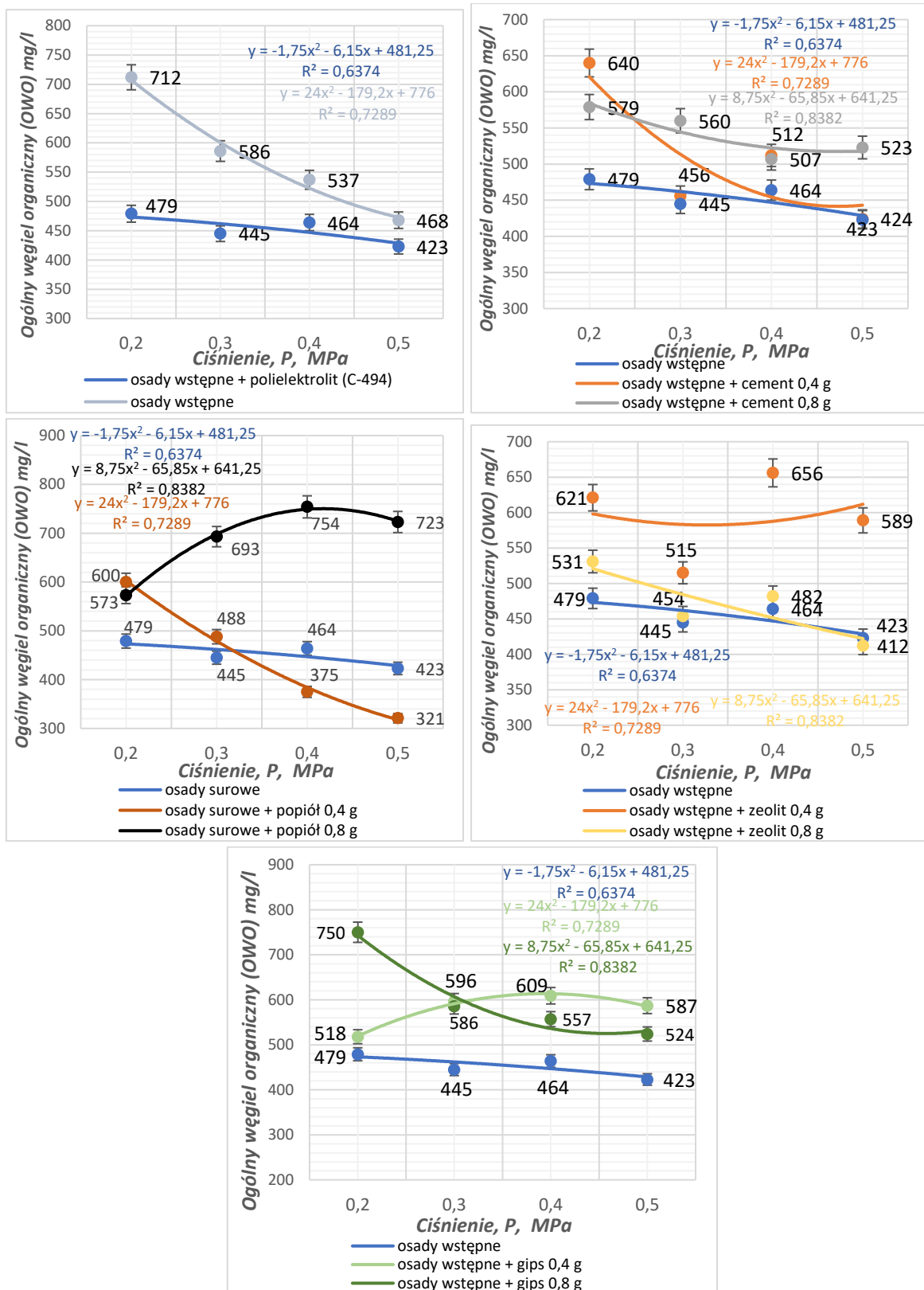
Tab. 30. Zmiana wybranych parametrów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.

<i>Sposób kondycjonowania</i>	<i>Ciśnienie filtracji MPa</i>	<i>Wydajność kg/m²h</i>	<i>Prędkość przy przebicciu placka osadu cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>
osady przefermentowane	0,2	1,89 ± 0,013	0,13 ± 0,008	6,17 ± 0,08
	0,3	2,25 ± 0,012	0,12 ± 0,006	6,30 ± 0,09
	0,4	2,76 ± 0,015	0,16 ± 0,009	5,60 ± 0,08
	0,5	3,07 ± 0,019	0,22 ± 0,011	5,78 ± 0,07
osady przefermentowane + gips 0,4 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	8,42 ± 0,032	0,42 ± 0,023	2,68 ± 0,04
	0,3	8,93 ± 0,037	0,46 ± 0,025	2,48 ± 0,04
	0,4	9,89 ± 0,041	0,48 ± 0,028	3,48 ± 0,05
	0,5	11,20 ± 0,046	0,56 ± 0,034	3,47 ± 0,05
osady przefermentowane + gips 0,8 g + polielektrolitem (C - 494)	0,2	8,87 ± 0,035	0,43 ± 0,021	2,49 ± 0,04
	0,3	8,65 ± 0,034	0,44 ± 0,025	2,41 ± 0,04
	0,4	10,18 ± 0,043	0,49 ± 0,029	2,78 ± 0,04
	0,5	10,83 ± 0,046	0,52 ± 0,032	2,56 ± 0,04

4.3. Zmiany zawartości ogólnego węgla organicznego w wodzie nadosadowej

4.3.1. Osady wstępne

W przypadku osadów wstępnych nie kondycjonowanych polielektrolitem zawartość węgla organicznego spadała wraz ze wzrostem ciśnienia zastosowanego w procesie filtracji, rysunek 69. Początkowa zawartość, przy ciśnieniu 0,2 MPa, tj. 712 mg/l osadów ściekowych spadła do poziomu 468 mg/l dla ciśnienia 0,5 MPa.

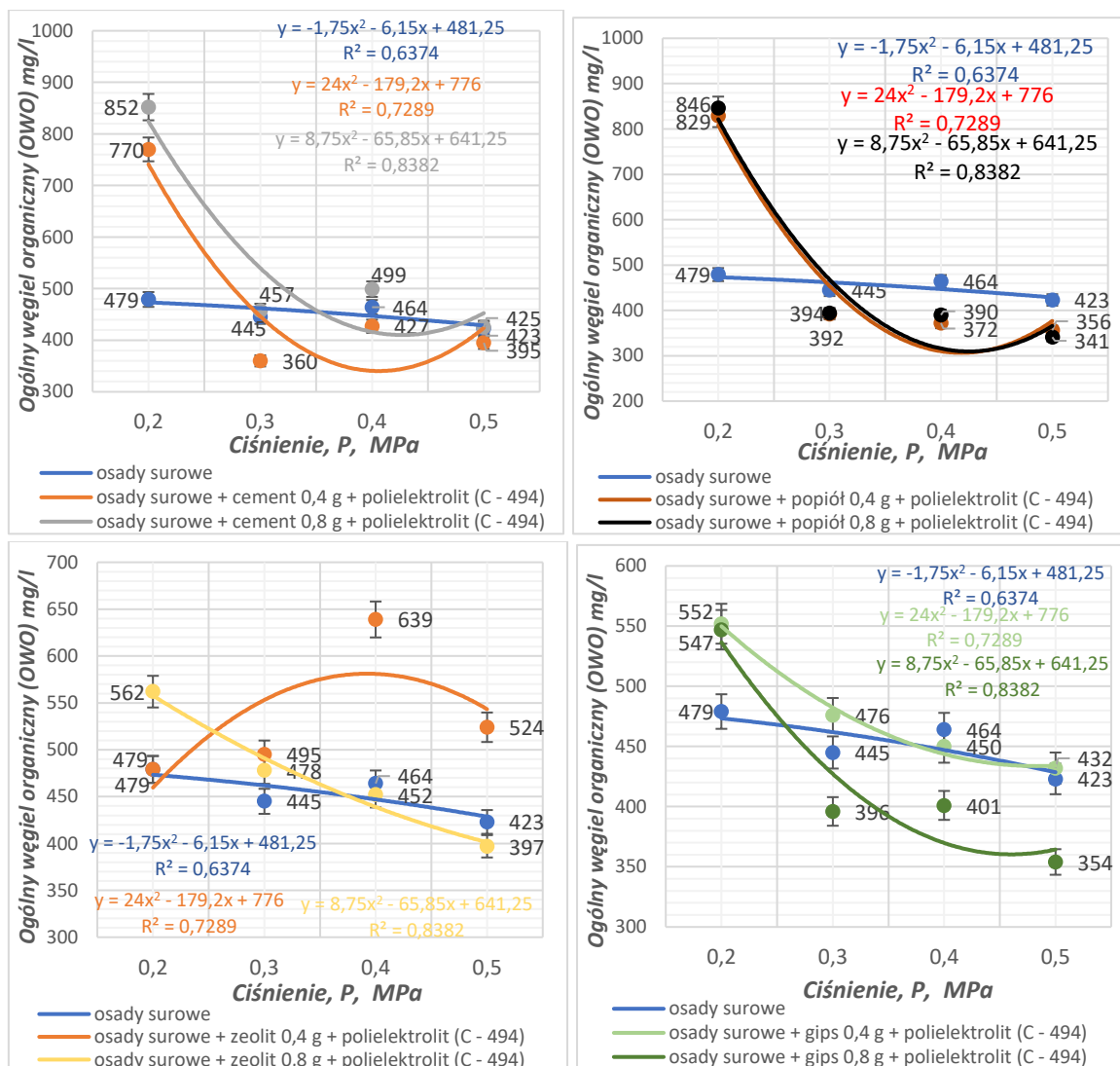


Rys. 69. Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów wstępnych kondycjonowanych polielektrolitem lub substancjami mineralnymi.

Najwyższy spadek odnotowano w czasie wzrostu ciśnienia procesu filtracji z 0,2 do 0,3 MPa. W przypadku osadu poddanego kondycjonowaniu polielektrolitem C-494

odnotowano niższą zawartość węgla po procesie filtracji w porównaniu do osadu niekondycjonowanego. Obniżenie zawartości węgla dotyczyła każdego z wykorzystanych ciśnień procesu. Jednocześnie należy tutaj zauważyć, że w przypadku kondycjonowanego osadu zawartość węgla nie ulegała tak znacznym zmianą jak w osadzie niekondycjonowanym. Wzrost ciśnienia procesu również tutaj przełożył się na spadek zawartości węgla organicznego z poziomu 479 mg/l do poziomu 423 mg/l (rys.69). Dodatkowo należy zauważyć, że proces w ciśnieniu 0,4 MPa zawartość węgla osiągnęła 464 mg/l a więc wyższą w porównaniu z zawartością przy ciśnieniu 0,3 MPa (445 mg/l). Dodatek cementu do osadu wstępnego przełożył się na wzrost zawartości węgla organicznego w badanej próbce dla wszystkich badanych ciśnień filtracji w porównaniu z osadem bez dodatków. W przypadku dawki 0,4 g cementu/500 cm³ odnotowano duży wzrost zawartości węgla organicznego w próbce po filtracji w 0,2 MPa. Przy ciśnieniu procesu 0,3 MPa zawartość węgla spadła do 456 mg/l aby następnie wzrosnąć do poziomu 507 mg/l w ciśnieniu 0,4 MPa. Dla ciśnienia 0,5 MPa zawartość węgla organicznego wynosiła 424 mg/l. Mimo skoków wartości OWO trend wskazuje stosunkowo wysoki spadek zawartości tego pierwiastka wraz ze wzrostem ciśnienia procesu filtracji. W przypadku dawki 0,8 g cementu zaobserwowano niewielki spadek zawartości węgla organicznego wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji. Zawartość węgla zmieniła się od poziomu 579 mg/l dla 0,2 MPa do 523 mg/l dla 0,5 MPa. Dla dawki 0,8 g cementu najniższą zawartość węgla organicznego odnotowano dla ciśnienia filtracji 0,4 MPa – wyniosła 512 mg/l. Przyrost zawartości węgla organicznego wraz ze wzrostem ciśnienia występujący sporadycznie dla obu dawek cementu może świadczyć o zmianie struktury lub nawet niszczeniu kłaczków osadu w czasie filtracji przy danym ciśnieniu. Zmiana struktury może powodować uwolnienie związków zawierających węgiel organiczny. Dodatek popiołu w obu dawkach przełożył się na wzrost zawartości ogólnego węgla organicznego w przypadku ciśnień filtracji na poziomie 0,2 i 0,3 MPa. Dla dawki 0,4 g popiołu wzrost ciśnienia procesu filtracji przełożył się na spadek zawartości węgla w wodzie nadosadowej (rys. 69). W przypadku ciśnień 0,4 i 0,5 MPa zawartość tego pierwiastka wynosiła mniej niż w przypadku filtracji osadu wstępnego bez dodatków mineralnych dla tych samym ciśnień. Sama wartość ogólnego węgla organicznego dla dawki 0,4 g cementu spadała z 600 mg/l przy 0,2 MPa do 321 mg/l przy 0,5 MPa. W przypadku dawki 0,8 g popiołu wzrost ciśnienia filtracji owocował wzrostem zawartości węgla organicznego w badanych próbkach. Dla ciśnienia 0,2 MPa zawartość OWO wynosiła 573 mg/l i zrosła do 723 mg/l przy ciśnieniu 0,5 MPa. Maksymalną

zawartość węgla wynoszącą 754 mg/l odnotowano przy ciśnieniu 0,4 MPa (rys. 69). Dodatek zeolitu przełożył się wzrost średniej zawartości ogólnego węgla organicznego w badanych próbkach. W przypadku dawki 0,4 g zeolitu zawartość węgla była wyższa w stosunku do filtracji osadu bez dodatków dla każdego z rozpatrywanych ciśnień procesu filtracji. Dodatkowo trend zawartości węgla organicznego przedstawiał lekki wzrost wraz z podwyższaniem ciśnienia procesu (rys. 69). Zawartość węgla wahała się od 515 mg/l dla ciśnienia 0,3 MPa do 656 mg/l przy 0,4 MPa. Próbką z 0,4 g zeolitu charakteryzowała się dużymi skokami zawartości OWO przy zmianie ciśnienia filtracji. Dla dawki 0,8 g zeolitu zaobserwowano zawartość węgla organicznego mocno zbliżoną do osadu bez dodatków. Zawartość węgla wahała się od 412 mg/l przy ciśnieniu 0,5 MPa do 531 mg/l dla 0,2 MPa. Zaobserwowano wyraźny spadek zawartości węgla wraz ze wzrostem ciśnienia procesu. Specyficzne dla dodatku zeolitu było odnotowanie wyraźnie większej zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej dla dawki 0,4 g zeolitu niż dla osadu z 0,8 g zeolitu oraz osadu bez dodatków. Dodatek gipsu przełożył się na wzrost zawartości ogólnego węgla organicznego w osadzie dla całego przedziału ciśnień wykorzystanego w czasie procesu filtracji. W przypadku dawki 0,4 g gipsu zawartość węgla wyniosła 518 mg/l przy ciśnieniu 0,2 MPa i zwiększała się wraz ze wzrostem ciśnienia procesu (rys. 69). Największą zawartość węgla odnotowano przy ciśnieniu 0,4 MPa, wynosiła ona 609 mg/l. Dla dawki gipsu 0,8 g odnotowano duży wzrost zawartości węgla organicznego dla ciśnienia 0,2 MPa – 750 mg/l. Wzrost ciśnienia procesu filtracji przełożył się na wyraźną tendencję spadkową zawartości węgla organicznego. Najniższą zawartość zmierzono dla ciśnienia 0,5 MPa – 524 mg/l. Dodatek cementu wraz z polielektrolitem C-494 przełożył się na wyraźny wzrost zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej w porównaniu z próbą po filtracji osadu bez dodatków przy ciśnieniu filtracji 0,2 MPa, (rys. 70). Dla obu dawek cementu zaobserwowano spadek zawartości węgla w czasie wzrostu ciśnienia do 0,3 MPa i ponowny, choć niezbyt intensywny wzrost zawartości węgla dla ciśnienia 0,4 MPa. Przy ciśnieniu 0,5 MPa zawartość węgla organicznego dla obu dawek cementu uległa lekkiemu obniżeniu. Należy jednak zauważyć, że w przypadku dawki 0,8 g cementu w obecności polielektrolitu zawartość ogólnego węgla organicznego była wyższa niż dla dawki 0,4 g cementu przy analogicznych wartościach ciśnieniach procesu filtracji. Dla ciśnień 0,2 i 0,3 MPa dla dawki 0,4 g cementu zawartość węgla organicznego była niższa niż dla osadu bez dodatków. W przypadku dawki 0,8 g cementu nie odnotowano takiego zjawiska.



Rys. 70. Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów wstępnych kondycjonowanych polielektrolitem i substancjami mineralnymi.

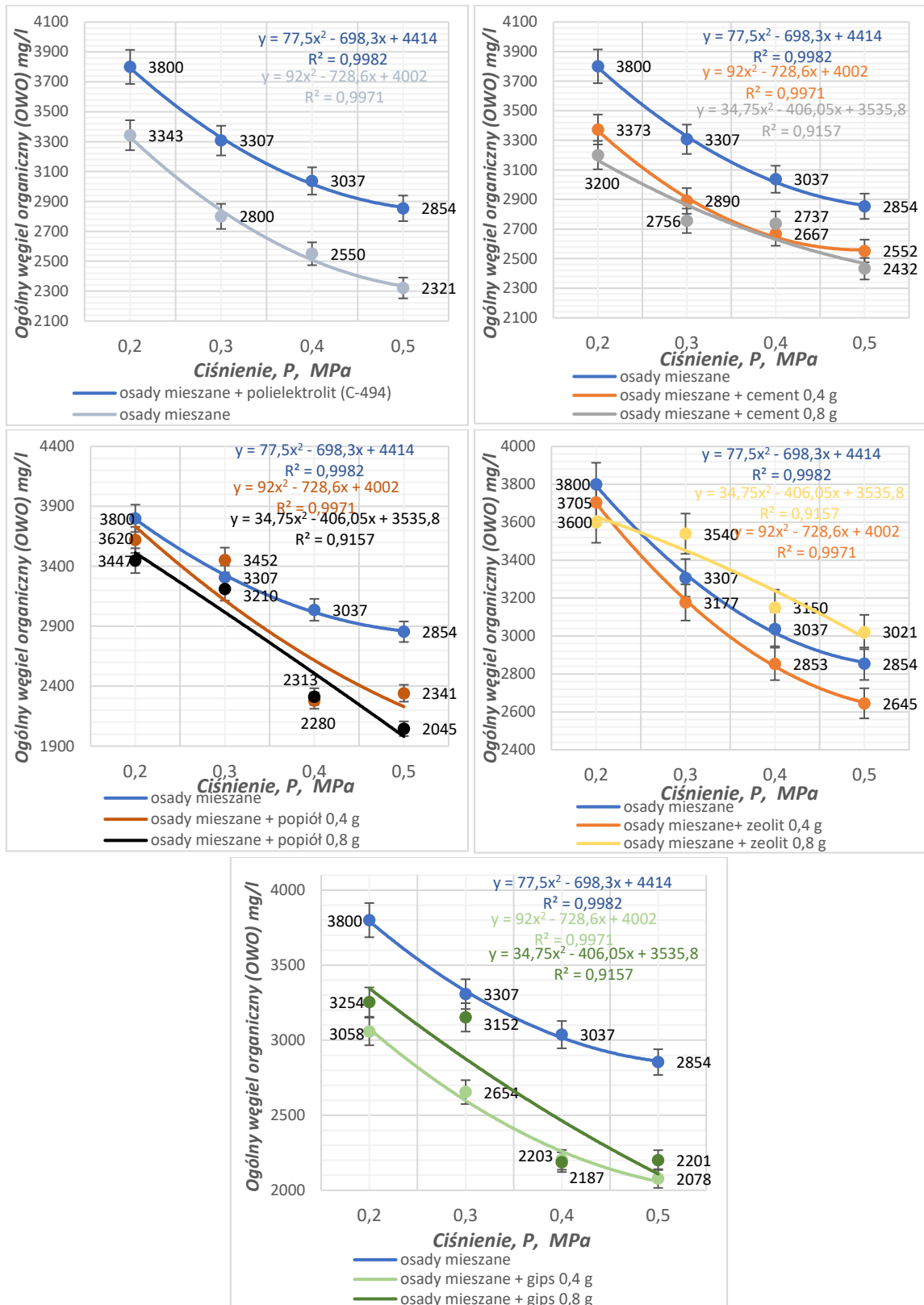
Dodatek popiołu wraz z polielektrolitem C-494 przełożył się na wyraźny wzrost zawartości węgla organicznego w porównaniu z osadem bez dodatków przy ciśnieniu filtracji 0,2 MPa, (rys. 70). Dla obu dawek popiołu zaobserwowano spadek zawartości węgla w czasie wzrostu ciśnienia do 0,3 MPa i ponowny, choć niezbyt intensywny wzrost zawartości węgla dla ciśnienia 0,4 MPa. Przy ciśnieniu 0,5 MPa zawartość węgla organicznego dla obu dawek popiołu uległa lekkemu obniżeniu. Należy jednak zauważyć, że w przypadku dawki 0,8 g popiołu w obecności polielektrolitu zawartość ogólnego węgla organicznego była wyższa niż dla dawki 0,4 g popiołu przy analogicznych wartościach ciśnieniach procesu filtracji oprócz wartości 0,5 MPa. Dodatkowo na uwagę zasługują fakt, iż dla ciśnień filtracji 0,3 MPa i wyższych zawartość ogólnego węgla organicznego jest niższa w przypadku osadów z popiołem niż dla osadu bez dodatków mineralnych. Dodatek zeolitu w dawce 0,4 g przy obecności

polielektrolitu przełożył się na wzrost zawartość ogólnego węgla organicznego w porównaniu do osadu bez dodatków przy ciśnieniach 0,3; 0,4 i 0,5 MPa. Trend przedstawiał tendencję wzrostu zawartości węgla wraz z ciśnieniem do 0,4 MPa i spadek w ciśnieniach wyższych (rys. 70). Dla ciśnienia 0,4 MPa osiągnięto maksymalna zawartość węgla na poziomie 524 mg/l osadu. Jednocześnie dla ciśnienia 0,2 MPa dodatek 0,4 g zeolitu nie spowodował żadnej zmiany zawartości węgla w porównaniu z osadem wstępnym bez dodatków. Dla dawki 0,8 g zeolitu przy ciśnieniu filtracji 0,2 MPa zauważono wzrost zawartości ogólnego węgla organicznego w stosunku do osadu bez dodatków. Wzrost ciśnienia procesu filtracji przełożył się na postępujący spadek zawartości węgla. Dla ciśnień 0,4 i 0,5 MPa zawartość węgla organicznego była niższa niż w przypadku osadu wstępnego bez żadnego z dodatków. Najniższą zawartość węgla stwierdzono przy ciśnieniu 0,5 MPa – 397 mg/l. Dodatek gipsu wraz z polielektrolitem C-494 przełożył się na wzrost zawartości węgla organicznego w porównaniu z osadem bez dodatków przy ciśnieniu filtracji 0,2 MPa. Dla obu dawek gipsu zaobserwowano spadek zawartości węgla w czasie wzrostu ciśnienia do 0,5 MPa. W przypadku dawki 0,4 g gipsu spadek ten następował proporcjonalnie z ciśnieniem bez nagłych wzrostów (rys. 70). Dla ciśnienia 0,4 MPa zawartość węgla organicznego była niższa niż dla osadu wstępnego bez dodatków. Dawka 0,8 g gipsu przełożyła się na niższe zawartości węgla organicznego w porównaniu z dawką 0,4 g gipsu dla całego przedziału ciśnień filtracji a w przypadku osadu bez dodatków dla ciśnień filtracji 0,3 MPa i wyższych. Dodatkowo należy zauważyć, że w przypadku ciśnienia 0,4 MPa zawartość węgla organicznego dla dawki 0,8 g gipsu jest wyższa niż dla ciśnień 0,3 i 0,5 MPa dla tej samej dawki substancji mineralnej.

4.3.2. Osady mieszane

Zawartość ogólnego węgla organicznego w osadach mieszanych była wielokrotnie wyższa niż w przypadku zawartości węgla w osadach wstępnych ukazanych na rysunku 71. Jednocześnie wraz ze wzrostem ciśnienia wykorzystanego w procesie filtracji obserwowano spadek zawartości węgla organicznego (rys. 71). Dodanie polielektrolitu C-494 przełożył się na wzrost zawartości węgla organicznego w osadach mieszanych. Podwyższoną zawartość węgla organicznego stwierdzono dla każdego z wartości ciśnienia procesu filtracji. Jednocześnie zachowano tendencję do spadku zawartości węgla w osadzie wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji. Dodatek cementu, w obu

dawkach, przełożył się na spadek zawartości ogólnego węgla organicznego w porównaniu do osadów mieszanych bez dodatków.



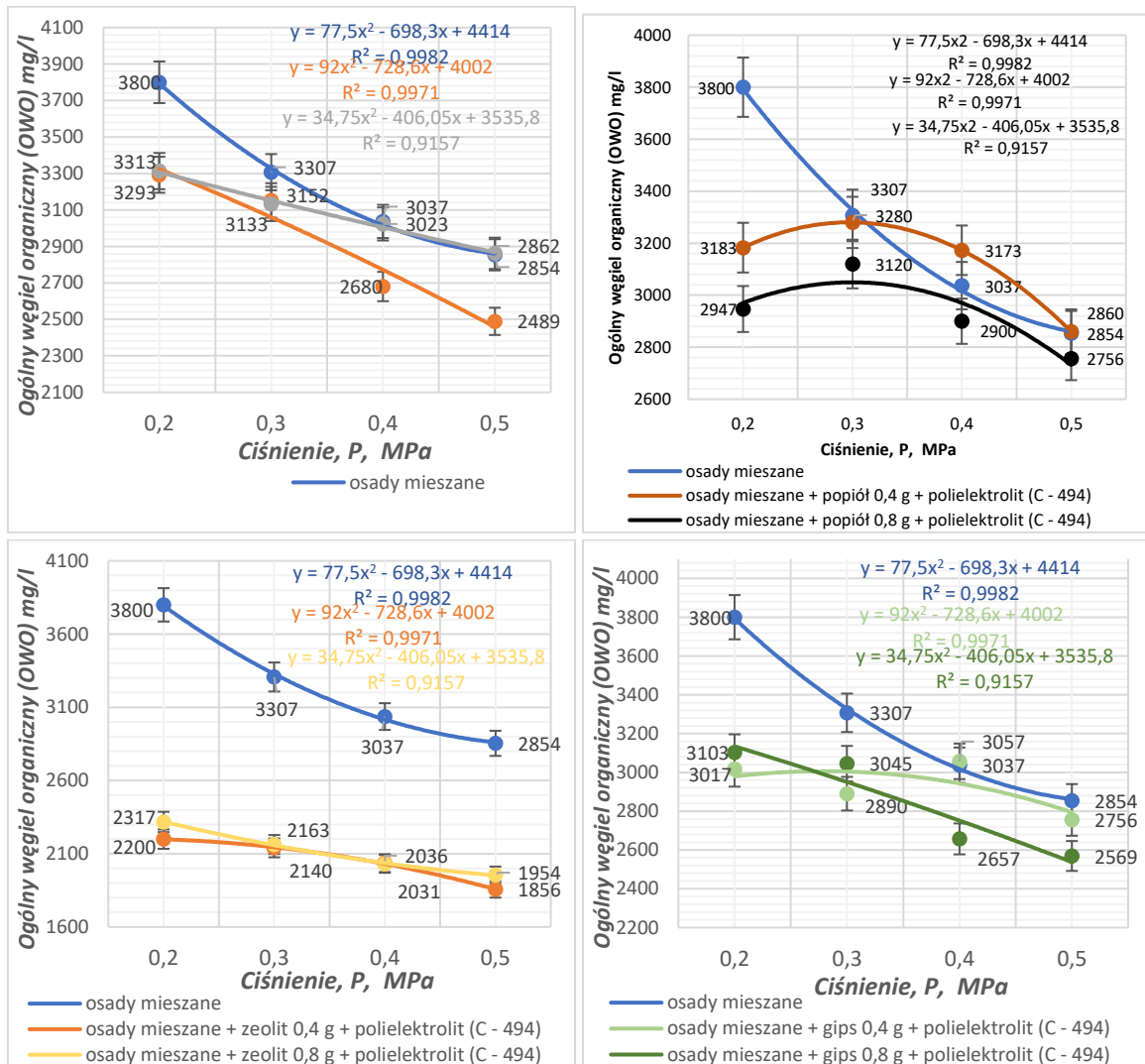
Rys. 71. Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów mieszanych kondycjonowanych polielektrolitem lub substancjami mineralnymi.

Mniejsza zawartość węgla organicznego wystąpiła dla całego przedziału ciśnień wykorzystanych w czasie procesu filtracji. W przypadku obu dawek obserwowano tendencję do spadku zawartości węgla wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji. Spadek zawartości węgla był intensywniejszy w przypadku ciśnień z przedziału 0,2 – 0,4 MPa i małał w przedziale 0,4 – 0,5 MPa, co widać na rysunku 71. W przypadku dawki 0,4 g cementu zawartość węgla organicznego zawierała się w przedziale 3373 – 2552 mg/l i była wyższa niż dla dawki 0,8 g cementu przy ciśnieniach 0,2; 0,3 i 0,5 MPa. Wyjątek stanowi jedynie ciśnienie 0,4 MPa kiedy to zawartość węgla była niższa niż dla analogicznego ciśnienia przy dawce 0,8 g cementu. Z kolei zawartość ogólnego węgla dla próbek z 0,8 g cementu wynosiła 3200 – 2432 mg/l. Dodatek popiołu, w obu dawkach, przełożył się na spadek zawartości ogólnego węgla organicznego w porównaniu do osadów mieszanych bez dodatków. Mniejsza zawartość węgla organicznego wystąpiła dla niemal całego przedziału ciśnień wykorzystanych w czasie procesu filtracji. Wyjątek stanowiła dawka 0,4 g popiołu przy ciśnieniu filtracji 0,3 MPa, kiedy to zawartość węgla organicznego przekroczyła zawartość tego pierwiastka w osadzie bez dodatków. W przypadku obu dawek obserwowano tendencję do spadku zawartości węgla wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji (rys. 71). Spadek ten przebiegał niemal równomiernie dla całego przedziału ciśnienia. W przypadku dawki 0,4 g popiołu zawartość węgla organicznego zawierała się w przedziale 3620 – 2341 mg/l i była wyższa niż dla dawki 0,8 g popiołu przy ciśnieniach 0,2; 0,3 i 0,5 MPa. Wyjątek stanowi jedynie ciśnienie 0,4 MPa kiedy to zawartość węgla była niższa niż dla analogicznego ciśnienia przy dawce 0,8 g popiołu. Z kolei zawartość ogólnego węgla dla próbek z 0,8 g popiołu wynosiła 3447 – 2045 mg/l. Dodatek zeolitu, w obu dawkach, przełożył się na spadek zawartości ogólnego węgla organicznego w porównaniu do osadów mieszanych bez dodatków. Mniejsza zawartość węgla organicznego wystąpiła dla całego przedziału ciśnień wykorzystanych w czasie procesu filtracji. W przypadku obu dawek obserwowano tendencję do spadku zawartości węgla wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji. Dawka 0,4 g zeolitu przełożyła się na mniejszą zawartość węgla organicznego (3705 – 2645 mg/l) w porównaniu do osadów mieszanych bez dodatków mineralnych w tym samym przedziale ciśnienia filtracji. Nie zaobserwowano wzrostu zawartości węgla przy wzroście ciśnienia filtracji. W przypadku dawki 0,8 g zeolitu zawartość węgla organicznego była niższa niż w osadzie mieszanym jedynie dla ciśnienia 0,2 MPa (rys. 71). Dla pozostałego przedziału ciśnień filtracji zawartość węgla przekraczała tę w osadzie mieszanym bez dodatków mineralnych (rys. 71). Podobnie jak przy dawce 0,4 g zeolitu nie zaobserwowano

tendencji do wzrostu zawartości węgla. Dodatek gipsu, w obu dawkach, przełożył się na spadek zawartości ogólnego węgla organicznego w porównaniu do osadów mieszanych bez dodatków. Mniejsza zawartość węgla organicznego wystąpiła dla całego przedziału ciśnień wykorzystanych w czasie procesu filtracji. W przypadku obu dawek obserwowano tendencję do spadku zawartości węgla wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji. Spadek zawartości węgla następował ze stałą intensywnością dla całego przedziału ciśnień. W przypadku dawki 0,4 g gipsu zawartość węgla organicznego zawierała się w przedziale 3058 – 2078 mg/l i była niższa niż dla dawki 0,8 g gipsu przy ciśnieniach 0,2; 0,3 i 0,5 MPa (rys.71). Wyjątek stanowi jedynie ciśnienie 0,4 MPa kiedy to zawartość węgla przewyższała nieznacznie wartość dla dawki 0,8 g gipsu. Zawartość ogólnego węgla dla próbek osadu z 0,8 g gipsu wynosiła 3254 – 2201 mg/l. Dodatek cementu wraz z polielektrolitem utrzymał tendencję do spadku zawartości węgla organicznego wraz ze wzrostem ciśnienia procesu filtracji osadu. W przypadku dawki 0,4 g cementu uzyskano niższą zawartość węgla w porównaniu z osadem bez dodatków dla całego przedziału ciśnienia wykorzystanego w procesie filtracji. Zawartość węgla była również niższa niż dla dawki 0,8 g cementu dla całego procesu filtracji (rys.72). Dawka 0,8 g cementu przełożyła się na uzyskanie niższych zawartości węgla organicznego w porównaniu z osadem mieszanym bez dodatków dla przedziału ciśnień 0,2 – 0,4 MPa. W przypadku ciśnienia 0,5 MPa zawartość węgla organicznego nieznacznie przekraczała zawartość tego pierwiastka w osadzie mieszanym bez dodatków. Należy zauważyć, że przy ciśnieniu 0,2 MPa zawartość węgla organicznego była bardzo zbliżona dla obu dawek cementu. Dodatek popiołu, w obu dawkach, w obecności polielektrolitu C-494 przełożył się na uzyskanie niższych zawartości węgla organicznego dla ciśnień 0,2 i 0,3 MPa w porównaniu z osadem bez dodatków. Dla obu dawek popiołu, w obecności C-494, zaobserwowano wzrost zawartości węgla dla przedziału ciśnienia filtracji 0,2 – 0,3 MPa, a następnie spadek zawartości tego pierwiastka w ciśnieniu powyżej 0,3 MPa. W przypadku dawki 0,4 g popiołu w ciśnieniu filtracji 0,3 MPa uzyskano zawartość węgla organicznego na poziomie wyższym niż w osadzie mieszanym bez dodatków (rys. 72). Dla ciśnienia 0,5 MPa zawartość węgla była minimalnie wyższa (2860 mg/l) dla osadu z 0,4 g popiołu w odniesieniu do osadu bez dodatków (2854 mg/l). W przypadku dawki popiołu w ilości 0,8 g zawartość węgla organicznego była niższa niż dla osadu mieszanego bez dodatków dla całego przedziału ciśnienia procesu filtracji.

Dodatek zeolitu w obu dawkach przełożył się na wyraźny (rys. 72) spadek zawartości ogólnego węgla organicznego w porównaniu do osadu mieszanego bez

dotyków dla całego przedziału ciśnień filtracji. Dla obu dawek zawartość węgla w osadzie malała wraz ze wzrostem ciśnienia. Dla dawki 0,4 g zeolitu zawartość węgla organicznego była nieznacznie niższa w porównaniu z dawką 0,8 g zeolitu dla ciśnień 0,2; 0,3 i 0,5 MPa. Dodatek gipsu w dawce 0,4 g wraz z C-494 przełożył się na spadek ogólnej zawartości węgla organicznego w osadach w porównaniu z próbkami bez dodatków przy ciśnieniu filtracji 0,2; 0,3 i 0,5 MPa (rys. 72).



Rys. 72. Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów mieszanych kondycjonowanych polielektrolitem i substancjami mineralnymi

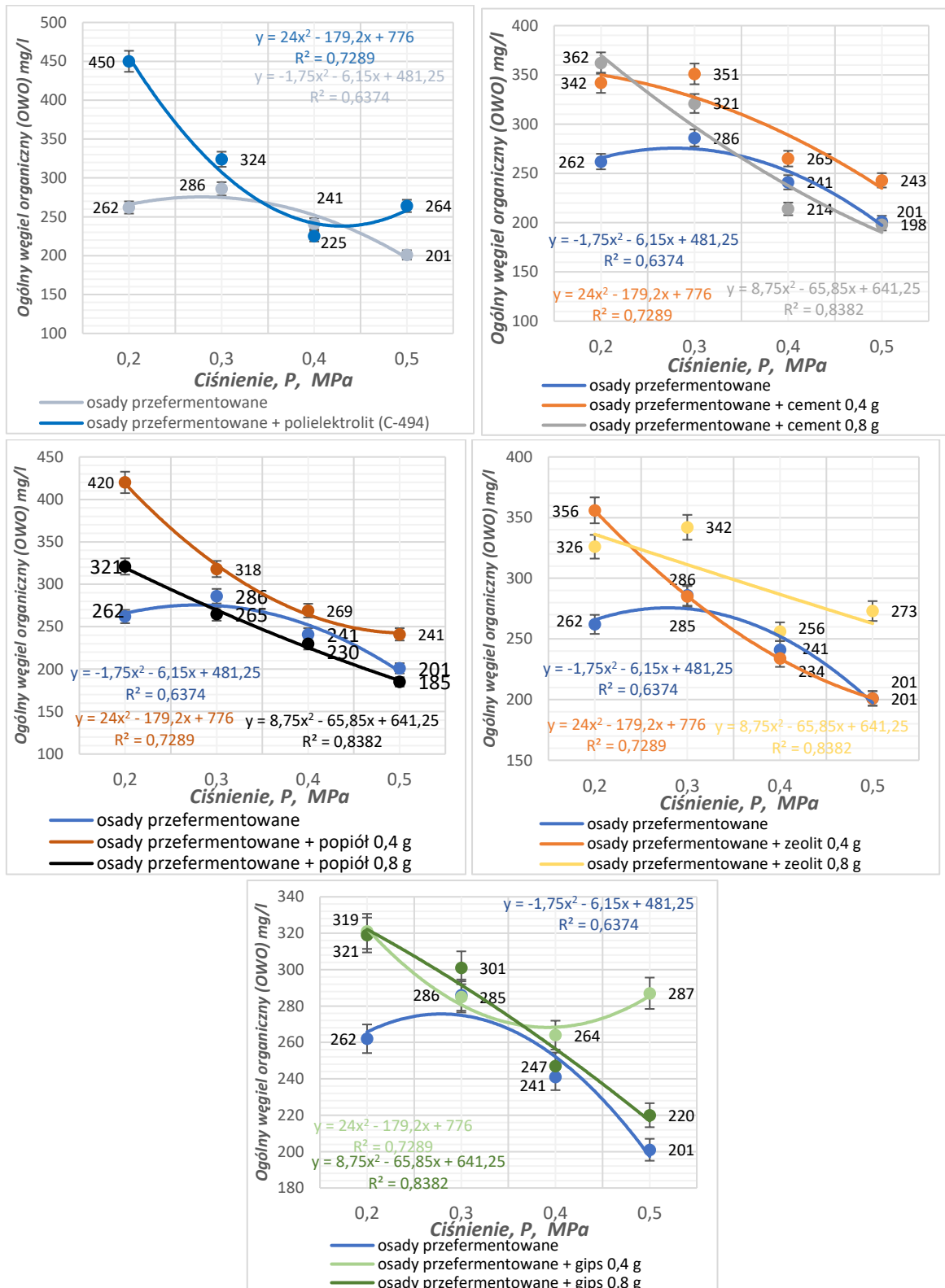
W przypadku ciśnienia 0,4 MPa zawartość węgla (3057 mg/l) w osadzie z 0,4 g zeolitu była minimalnie wyższa w porównaniu do próbki osadu mieszanego bez dodatków (3037 mg/l). Dodatkowo w przypadku wzrostu ciśnienia w przedziale 0,3 – 0,4 MPa odnotowano wzrost zawartości węgla i osiągnięcie najwyższej zawartości tego pierwiastka (3057 mg/l) dla osadu z dodatkiem 0,4 g gipsu i polielektrolitu C-494. Po

przekroczeniu 0,4 MPa i dalszym wzroście ciśnienia obserwowano spadek zawartości węgla w osadzie. W przypadku dawki gipsu 0,8 g zawartość węgla organicznego była niższa niż w osadzie bez dodatków dla całego przedziału ciśnień filtracji. Dla ciśnienia 0,2 MPa zawartość węgla była wyższa niż w przypadku dawki 0,4 g gipsu w tym samym ciśnieniu. Przy wyższych ciśnieniach procesu filtracji zawartość węgla była niższa niż w osadzie z 0,4 g gipsu (rys. 72). Dodatkowo dla dawki 0,8 g można zaobserwować stały trend spadku zawartości węgla wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji osadów mieszanych.

4.3.3. Osady przefermentowane

Zawartość ogólnego węgla organicznego w osadach przefermentowanych była wyraźnie niższa w porównaniu z osadami wstępnymi oraz mieszanymi. W przypadku osadów przefermentowanych zaobserwowano wzrost zawartości węgla w przedziale ciśnienia 0,2 – 0,3 MPa. Powyżej wartości 0,3 MPa zawartość węgla ulegała obniżeniu. Niska zawartość węgla organicznego w osadzie przefermentowanym może świadczyć o rozkładzie większości i związków organicznych w osadzie. Dodatek polielektrolitu C-494 przełożył się na wzrost zawartości węgla organicznego powyżej zawartości w osadzie przefermentowanych w przypadku ciśnień 0,2; 0,3 oraz 0,5 MPa. Jedynie w przypadku ciśnienia filtracji 0,4 MPa osad z dodatkiem polielektrolitu charakteryzował się niższą zawartością węgla organicznego w porównaniu z osadem bez dodatków. Zawartość węgla organicznego w osadzie kondycjonowanym polielektrolitem zmniejszała się wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji aż do osiągnięcia 0,4 MPa (rys. 73). Dalsze zwiększenie ciśnienia zaowocowało wzrostem zawartości węgla organicznego. Dodatek cementu w obu dawkach przełożył się na wzrost zawartości ogólnego węgla organicznego w osadach ściekowych w porównaniu z osadem przefermentowanym bez dodatków. Dla obu dawek wzrost ciśnienia procesu filtracji przełożył się na spadek zawartości węgla w osadzie. W przypadku dawki 0,4 g cementu przy ciśnieniu 0,3 MPa nastąpił niewielki wzrost zawartości węgla w osadzie. Dla każdego z ciśnień procesu zawartość węgla organicznego była na poziomie wyższym niż w osadzie przefermentowanych bez dodatków. W przypadku dawki 0,8 g cementu tendencja do spadku zawartości węgla przy wzroście ciśnienia była wyraźniejsza (rys. 73). Nie stwierdzono tutaj chwilowego wzrostu zawartości węgla przy zmianie ciśnienia. Dodatkowo przy ciśnieniach procesu rzędu 0,4 i 0,5 MPa zawartość węgla dla próbek

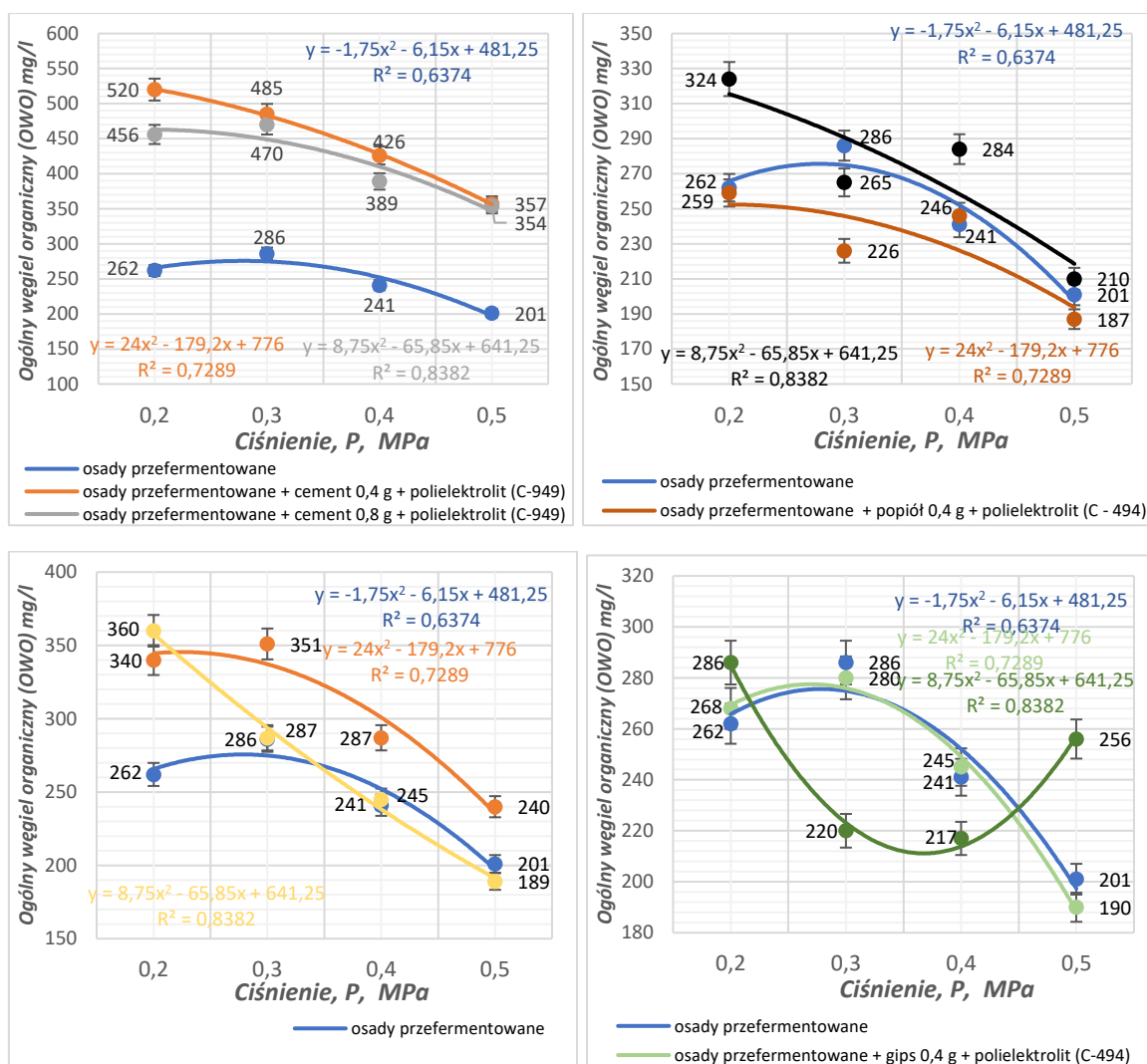
z 0,8 g cementu spadła poniżej zawartości węgla w osadzie przefermentowanym bez dodatków mineralnych i polielektrolitu.



Rys. 73. Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów przefermentowanych kondycjonowanych polielektrolitem lub substancjami mineralnymi.

Dodatek popiołu w obu dawkach przełożył się na wzrost zawartości węgla w osadzie przefermentowanym dla ciśnienia filtracji 0,2 MPa. Dla obu dawek odnotowano tendencję do spadku zawartości węgla organicznego wraz ze wzrostem ciśnienia procesu filtracji. W żadnej z próbek z popiołem nie stwierdzono chwilowego wzrostu zawartości OWO dla żadnego z przedziałów ciśnień filtracji. W przypadku dawki 0,4 g popiołu zawartość węgla organicznego była wyższa niż dla osadu przefermentowanego bez dodatków dla każdego ciśnienia wykorzystanego w toku eksperymentu. Dla dawki 0,8 g popiołu zawartość węgla organicznego spadła poniżej zawartości węgla w osadzie przefermentowanym bez dodatków dla ciśnienia 0,3 MPa i wyższego. Dodatek zeolitu w obu dawkach przełożył się na wzrost zawartości węgla w osadzie przefermentowanym dla ciśnienia filtracji 0,2 i 0,3 MPa. Dla obu dawek odnotowano tendencję do spadku zawartości węgla organicznego wraz ze wzrostem ciśnienia procesu filtracji (rys.73). W przypadku dawki 0,4 g zeolitu zawartość węgla organicznego była niższa niż dla osadu przefermentowanego bez dodatków dla ciśnienia 0,4 i 0,5 MPa. Dodatkowo w próbkach z 0,4 g zeolitu nie stwierdzono chwilowego wzrostu zawartości OWO dla żadnego z przedziałów ciśnień filtracji. Dla dawki 0,8 g zeolitu zawartość węgla organicznego była wyższa niż w osadzie przefermentowanym dla każdej z wartości ciśnienia. Dodatkowo w przedziałach ciśnienia 0,2 – 0,3 MPa i 0,4 – 0,5 MPa stwierdzono chwilowy wzrost zawartości węgla organicznego w próbce. W przypadku dawki 0,4 g gipsu zawartość ogólnego węgla organicznego była wyższa w porównaniu z osadem przefermentowanym dla każdego z ciśnień filtracji oprócz 0,2 MPa. Wtedy też zawartość węgla minimalnie przekroczyła wartość dla osadu bez dodatków – różnica wyniosła 1 mg/l. Spadek zawartości węgla w osadzie następował do poziomu ciśnienia 0,4 MPa. Powyżej tej wartości ciśnienia zaobserwowano wyraźny wzrost zawartości węgla w próbce osadu. W przypadku dawki 0,8 g spadek zawartości węgla organicznego przebiegał równomiernie wraz ze wzrostem ciśnienia. Zawartość węgla była wyższa w porównaniu z osadem przefermentowanym bez dodatków dla całego przedziału ciśnień filtracji wykorzystanego w badaniach. Dodatek cementu w obu dawkach wraz z polielektrolitem przełożył się na wyraźny wzrost zawartości ogólnego węgla organicznego dla całego przedziału ciśnień filtracji (rys. 74) w porównaniu z osadem przefermentowanym bez dodatków. Obie dawki cementu charakteryzowały się równomiernym spadkiem zawartości węgla wraz ze wzrostem ciśnienia. Dla żadnej z próbek wzrost ciśnienia nie spowodował chwilowego wzrostu zawartości węgla. Dla dawki 0,4 g cementu zawartość OWO była nieznacznie wyższa dla całego przedziału

ciśnien w porównaniu z dawką 0,8 g cementu. Jednocześnie wraz ze wzrostem ciśnienia zawartość węgla organicznego zbliżała się dla obu dawek ze względu na intensywniejszy spadek zawartości OWO w osadzie przefermentowanym z 0,4 g cementu i C-494. Przy ciśnieniu 0,5 MPa różnica w zawartości węgla dla obu dawek cementu wynosiła tylko 3 mg/l osadu. Dodatek 0,4 g popiołu wraz z polielektrolitem C-494 do osadu przefermentowanego spowodował spadek zawartości węgla organicznego w porównaniu z osadem bez dodatków dla ciśnienia filtracji 0,2; 0,3 i 0,5 MPa. W przypadku ciśnienia 0,4 MPa zawartość węgla organicznego o 5 mg/l przewyższyła zawartość węgla w osadzie przefermentowanym bez dodatków (rys. 74).



Rys. 74. Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów przefermentowanych kondycjonowanych polielektrolitem i substancjami mineralnymi

Dodatkowo dla ciśnienia 0,4 MPa odnotowano chwilowy wzrost zawartości węgla organicznego w osadzie z 0,4 g popiołu. W przypadku dawki 0,8 g popiołu wzrost zawartości węgla był bardziej wyraźny. Dodatkowo zawartość węgla spadała

równomiernie wraz ze wzrostem ciśnienia procesu filtracji z chwilowym wzrostem przy ciśnieniu 0,4 MPa. W przypadku ciśnienia 0,3 MPa zawartość węgla organicznego była niższa niż dla osadu bez dodatków. Pozostałe ciśnienia owocowały uzyskaniem wyższych zawartości węgla organicznego w osadzie z dodatkiem 0,8 g popiołu. Dodatek 0,4 g zeolitu w obecności polielektrolitu C-494 spowodował zwiększenie się zawartości ogólnego węgla organicznego w badanych próbkach osadu przefermentowanego w porównaniu z osadem przefermentowanym bez dodatków dla całego przedziału ciśnień wykorzystanych w procesie filtracji. Zawartość węgla dla próbek z 0,4 g zeolitu wykazywał tendencje spadkową wraz ze wzrostem ciśnienia z jednoczesnym wystąpieniem chwilowego wzrostu zawartości węgla dla ciśnienia 0,3 MPa. W przypadku próbek z 0,8 g zeolitu i polielektrolitem również odnotowano tendencję do spadku zawartości węgla organicznego wraz ze wzrostem ciśnienia procesu filtracji. W przeciwieństwie do dawki 0,4 g nie pojawił się tutaj chwilowy wzrost zawartości węgla organicznego. Dla przedziału ciśnień 0,2 – 0,4 MPa zawartość węgla była wyższa niż dla próbki kontrolnej w postaci osadu przefermentowanego bez dodatków. Przy ciśnieniu 0,5 MPa zawartość węgla spadła poniżej zawartości w próbce kontrolnej. Dodatek gipsu w dawce 0,4 g w obecności polielektrolitu nie przełożył się na istotną zmianę w zawartości węgla organicznego w stosunku do osadu przefermentowanego bez dodatków. Zbliżone linie trendu zmiany zawartości węgla obrazują rys. 74. Zarówno próbka kontrolna (bez dodatków) jak i próbka z 0,4 g gipsu charakteryzują się wzrostem zawartości węgla organicznego dla ciśnienia 0,3 MPa. Próbka z zawartością 0,4 g gipsu odznaczyła się nieznacznie wyższą zawartością OWO w porównaniu do próbki kontrolnej dla ciśnień 0,2 i 0,4 MPa. Z kolei dla ciśnień 0,3 i 0,5 MPa zawartość węgla przekraczała tę z próbki kontrolnej. Dla dawki gipsu 0,8 g stwierdzono spadek zawartości węgla organicznego w przedziale ciśnień filtracji 0,2 – 0,3 MPa i osiągnięcie minimalnych wartości w przedziale 0,3 – 0,4 MPa. Jednocześnie w przedziale tym nastąpiło odwrócenie się tendencji i wzrost zawartości tego pierwiastka aż do ciśnienia 0,5 MPa. Dla ciśnień 0,3 i 0,4 MPa osiągnięto niższe zawartości węgla organicznego niż w próbce kontrolnej.

5. OCENA EFEKTYWNOŚCI ODWADNIANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH.

Ze względu na konieczność oceny wybranych metod kondycjonowania osadów przed procesem filtracji ciśnieniowej konieczne było wprowadzenie dodatkowego parametru podlegającego ocenie. Zdecydowano się wprowadzić pojęcie efektywności odwadniania rozumianej jako ilość wody możliwej do usunięcia z osadu ściekowego w danych warunkach prowadzenia procesu. Wielkość ta pozwoliła na stworzenie korelacji między wydajnością filtracji a uwodnieniem końcowym osadu po procesie filtracji. Efektywność odwadniania osadu wyrażono wzorem:

$$V_k = Q * \frac{100 - U_{wo}}{100} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \right] \quad (22)$$

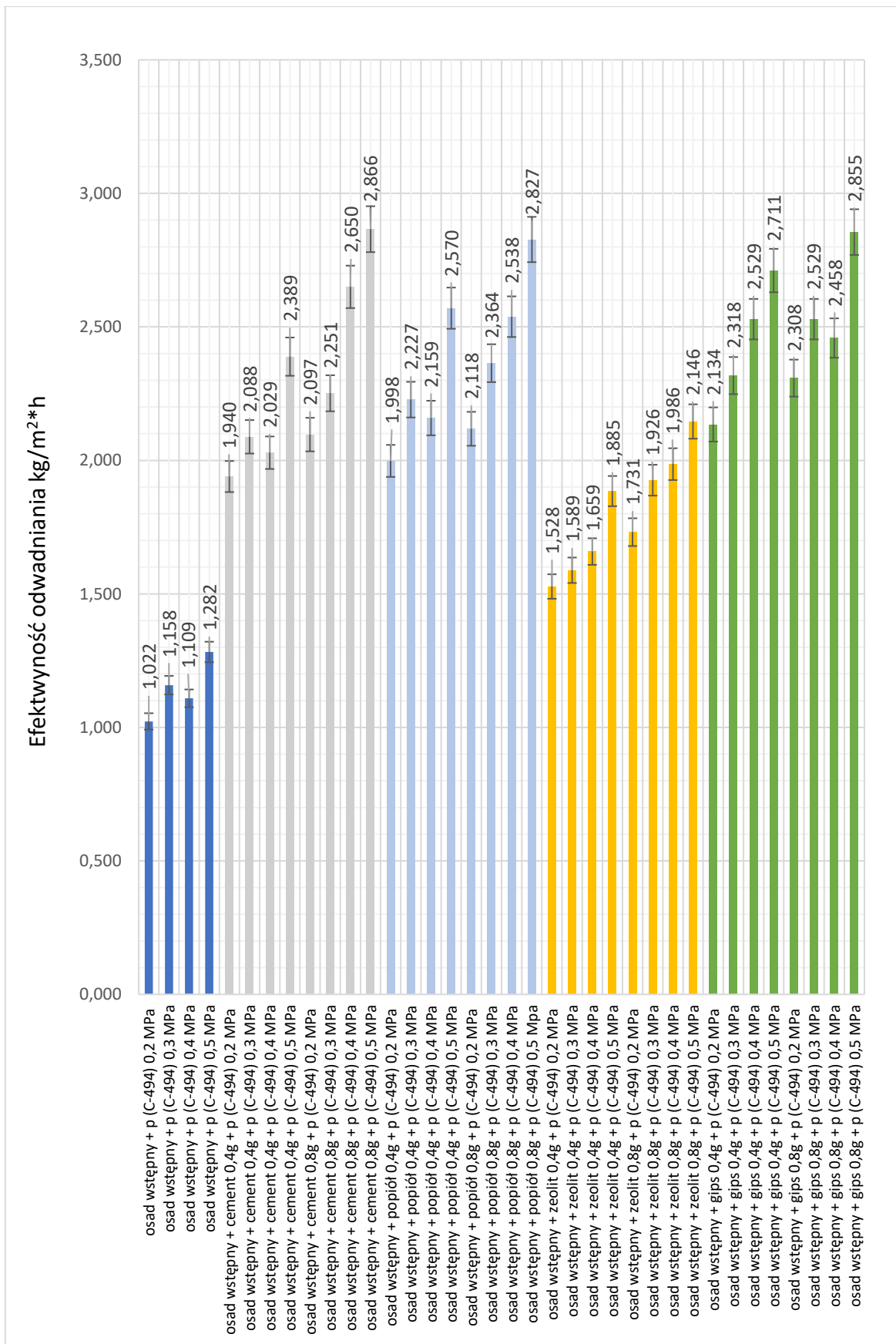
gdzie:

V_k – ilość wody usunięta z osadu [$\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$],

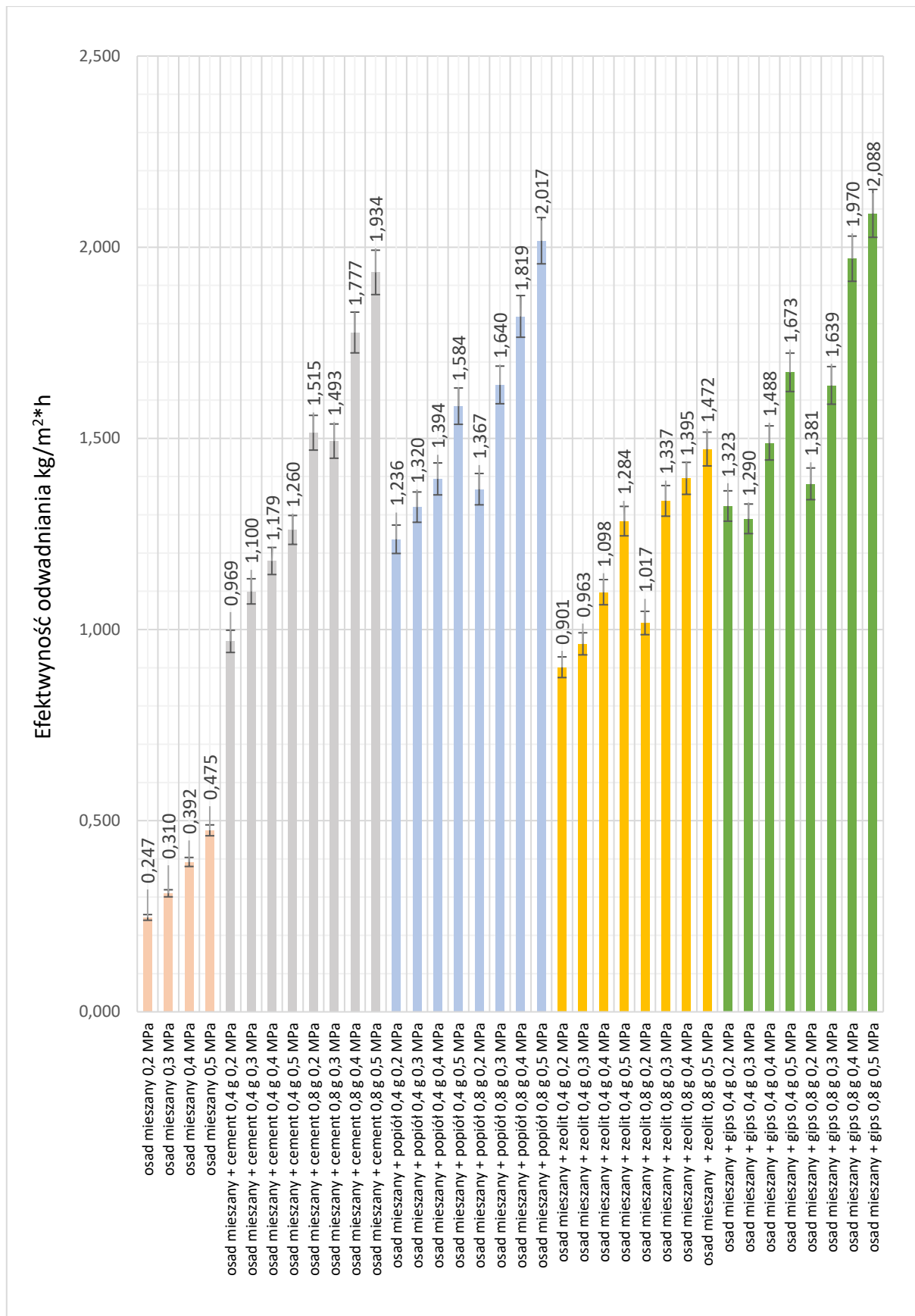
Q – wydajność filtracji [$\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$],

U_{wo} – uwodnienie końcowe osadu [%]

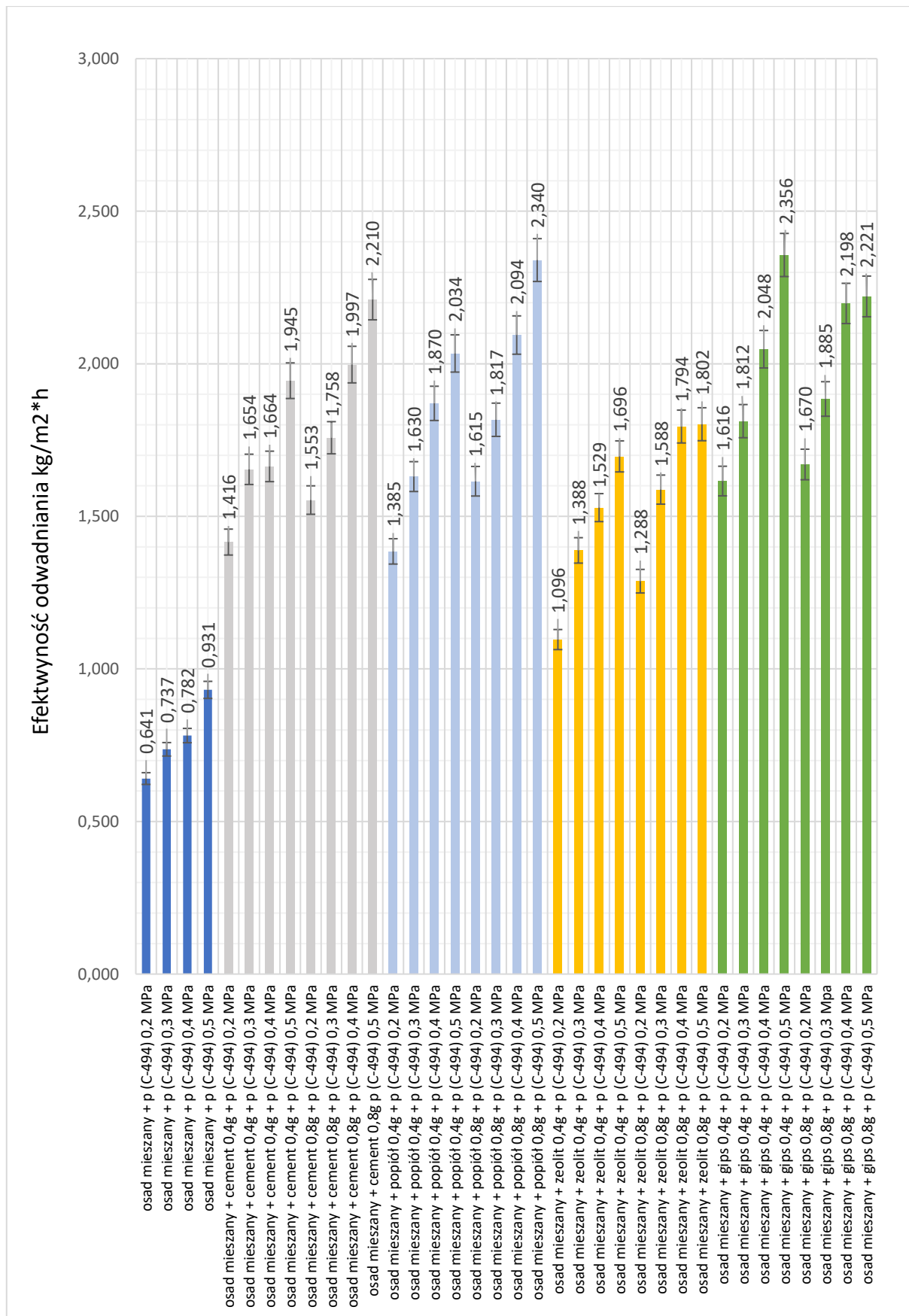
Na rysunku 75 i 76 przedstawiono ilość wody usuwanej w czasie filtracji ciśnieniowej osadu w danych warunkach ciśnieniowych. W przypadku osadów wstępnych niekondycjonowanych polielektrolitem C-494 (rys. 75) najbardziej wydajny okazał się wariant z dodatkiem 0,8 g popiołu i filtracją przy ciśnieniu 0,5 MPa. Przy swojej wydajności filtracji i uwodnieniu końcowemu osadu możliwe było usunięcie 2,582 $\text{kg} \cdot \text{m}^2/\text{h}$ wody z osadu. W przypadku osadów wstępnych kondycjonowanych polielektrolitem C-494 (rys. 76) najwyższa efektywność odwadniania wystąpiła dla osadu z 0,8 g cementu przy ciśnieniu 0,5 MPa. W ciągu godziny każdy m^2 przegrody filtracyjnej był w stanie usunąć z osadu wstępnego 2,866 kg wody. Na rysunku 77 i 78 przedstawiono ilość wody usuwanej w czasie filtracji ciśnieniowej osadu w danych warunkach ciśnieniowych. W przypadku osadów mieszanych niekondycjonowanych polielektrolitem C-494 (rys. 77) najbardziej wydajny okazał się wariant z dodatkiem 0,8 g gipsu i filtracją przy ciśnieniu 0,5 MPa. Przy swojej wydajności filtracji i uwodnieniu końcowemu osadu możliwe było usunięcie 2,088 $\text{kg} \cdot \text{m}^2/\text{h}$ wody z osadu. W przypadku osadów mieszanych kondycjonowanych polielektrolitem C-494 (rys. 78) najwyższa efektywność odwadniania wystąpiła dla osadu z 0,4 g gipsu przy ciśnieniu 0,5 MPa. W ciągu godziny każdy m^2 przegrody filtracyjnej był w stanie usunąć z osadu wstępnego 2,356 kg wody.



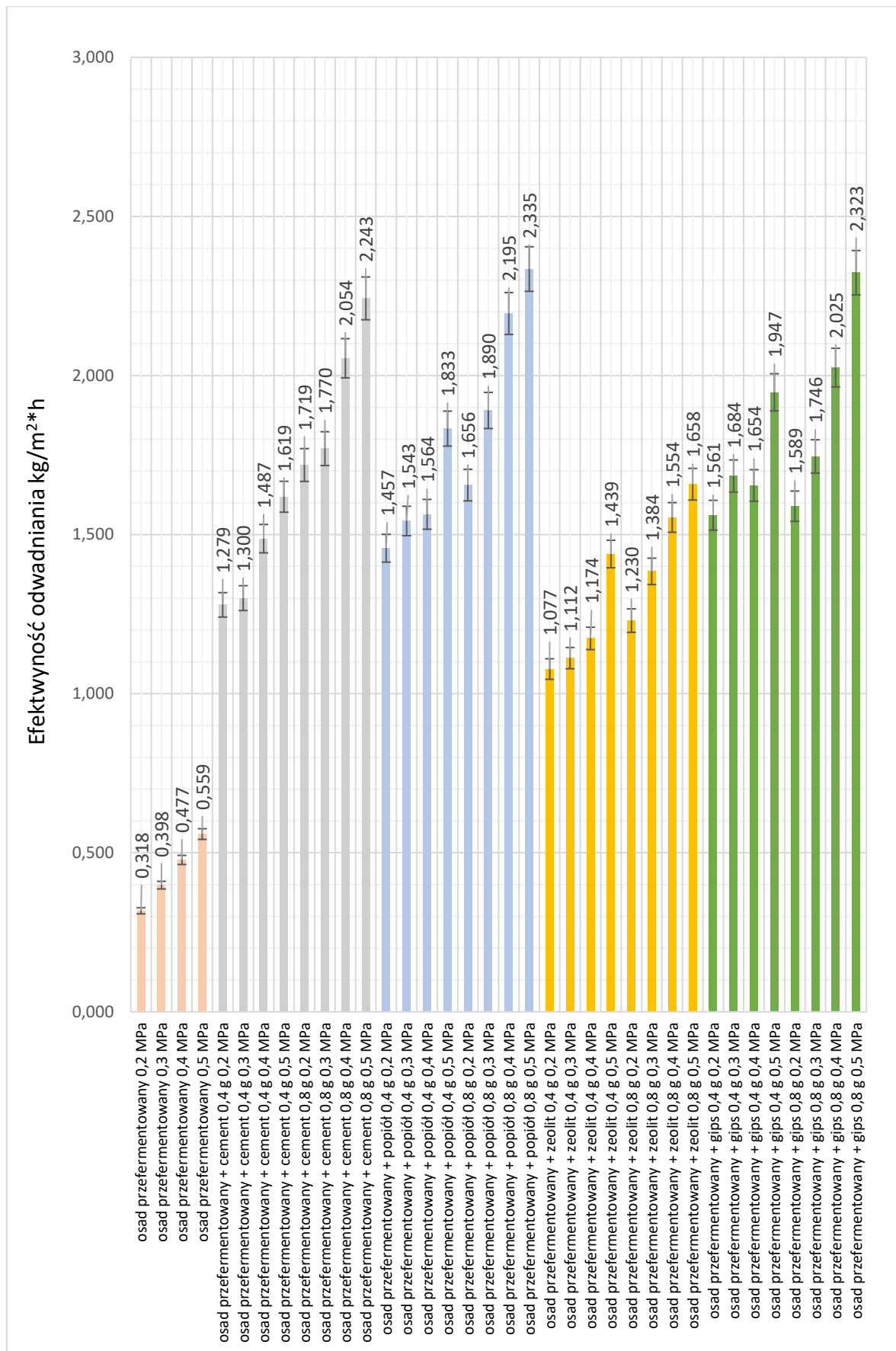
Rys. 76. Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów wstępnych z C-494 oraz osadów wstępnych z dodatkiem substancji mineralnych i C-494



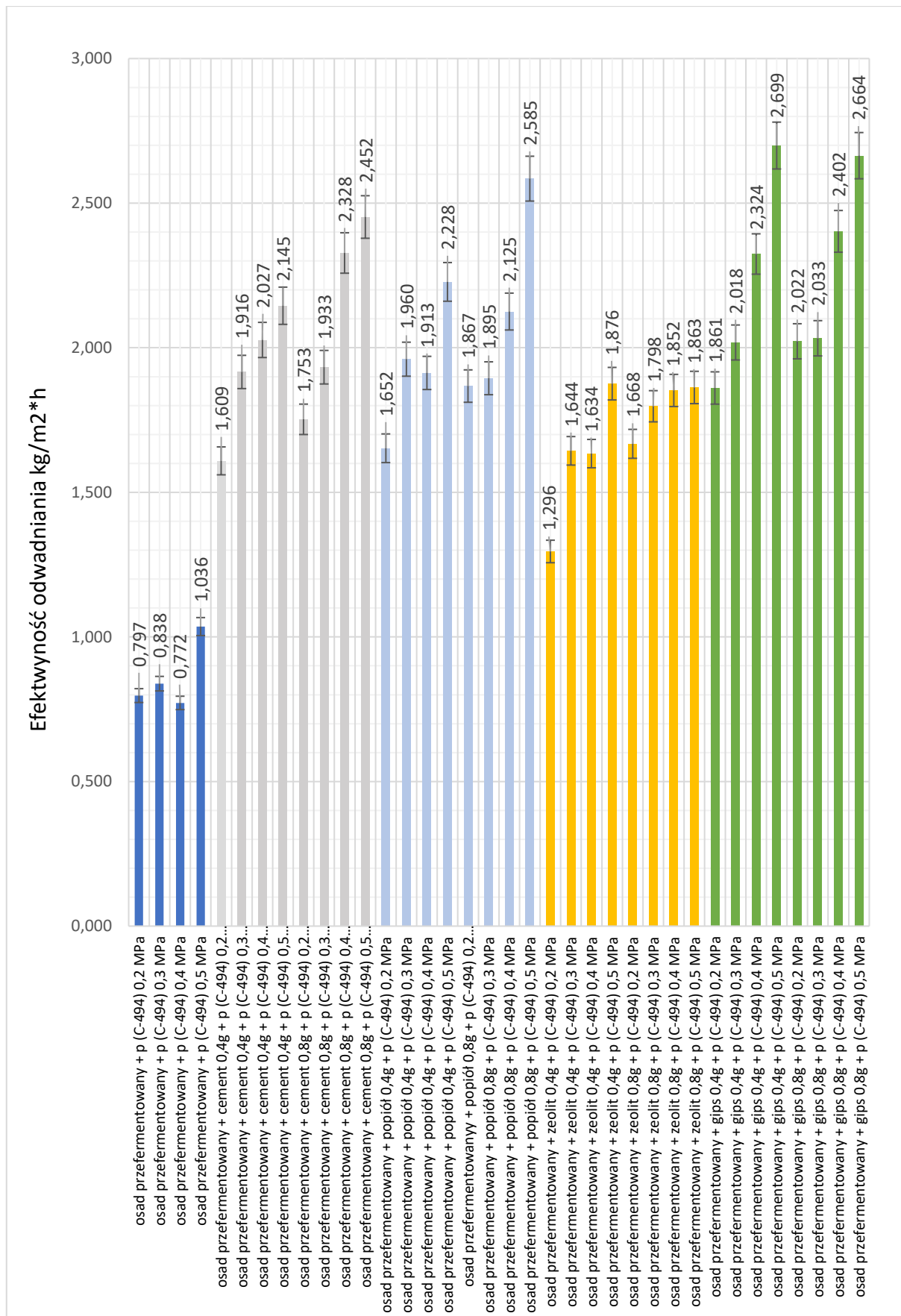
Rys. 77. Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem substancji mineralnych



Rys. 78. Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów mieszanych z C-494 oraz osadów mieszanych z dodatkiem substancji mineralnych i C494



Rys. 79. Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem substancji mineralnych

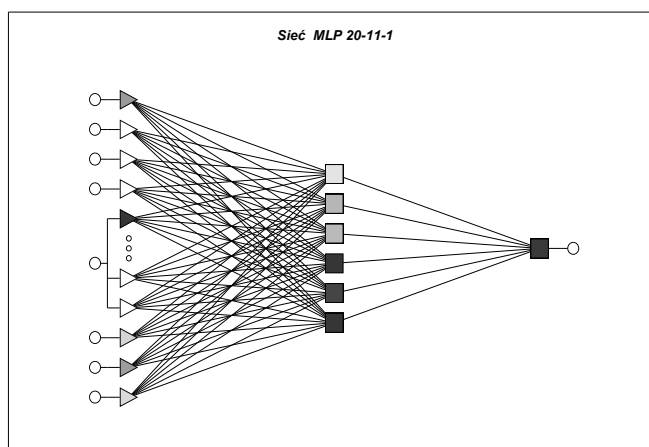


Rys. 80. Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów przefermentowanych z C-494 oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem substancji mineralnych i C494

Ilość wody usuwanej w czasie filtracji ciśnieniowej osadów przefermentowanych przedstawiono na rysunku 79 i 80. W przypadku osadów przefermentowanych i niekondycjonowanych polielektrolitem C-494 (rys. 79) najbardziej wydajny okazał się wariant z dodatkiem 0,8 g popiołu i filtracją przy ciśnieniu 0,5 MPa. Przy swojej wydajności filtracji i uwodnieniu końcowemu osadu możliwe było usunięcie 2,335 kg*m²/h wody z osadu. W przypadku osadów wstępnych kondycjonowanych polielektrolitem C-494 (rys. 80) najwyższa efektywność odwadniania wystąpiła dla osadu z 0,4 g gipsu przy ciśnieniu 0,5 MPa. W ciągu godziny każdy m² przegrody filtracyjnej był w stanie usunąć z osadu wstępnego 2,699 kg wody.

6. MODELOWANIE PROCESU FILTRACJI

W niniejszym rozdziale podjęto się budowy za pomocą sztucznych sieci neuronowych modelu regresyjnego opisującego zmianę współczynnika ściśliwości, uwodnienia końcowego oraz wydajności podczas prowadzenia procesu filtracji ciśnieniowej w zależności od wartości przyjętych zmiennych objaśniających (wejściowych). Zbiór obejmował 256 przypadków parametrów wpływających na zmianę badanych wielkości. Budując model sieci neuronowej w celu regresji opisującej zmianę współczynnika ściśliwości jako zmienne wyjściowe wybrano zbiór parametrów wpływających na jakość przygotowania osadów przed odwadnianiem oraz zmienne procesu filtracji. Zbudowano kilka sieci neuronowych, następnie do dalszej analizy wybrano sieć charakteryzującą się najwyższym współczynnikiem korelacji. Sieci jako zmienne wejściowe o największej wrażliwości wybrały: sposób kondycjonowania osadów, rodzaj osadów, dawkę substancji kondycjonujących, oraz ciśnienie procesu (rys. 81).



Rys. 81. Schemat sieci neuronowej: MLP (perceptron trójwarstwowy), uwzględniające jako wektory wejściowe parametry kondycjonowania osadów oraz filtracji ciśnieniowej, jako wyjściowy współczynnik ściśliwości

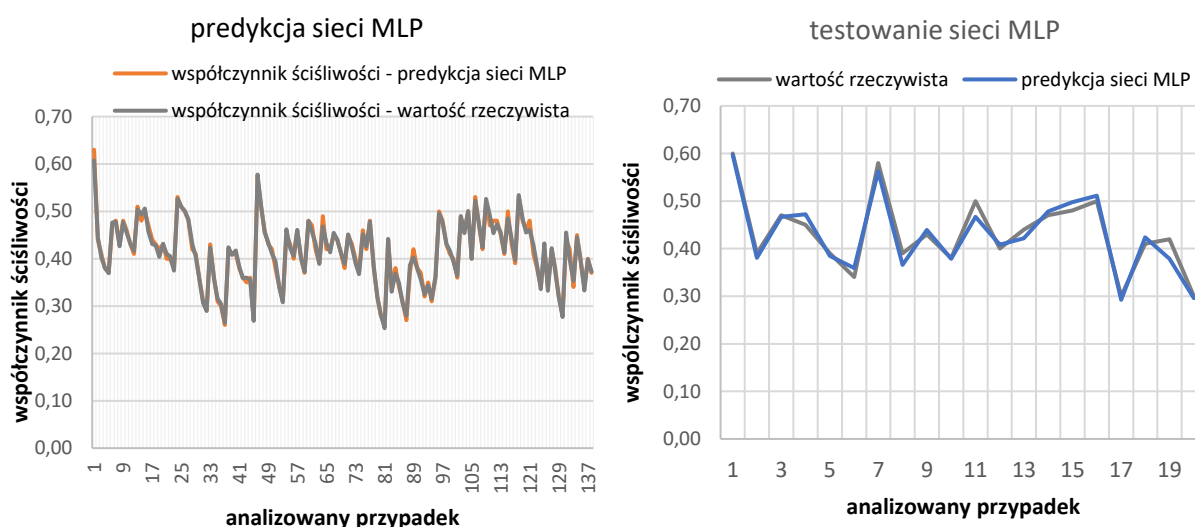
Parametry wybranej sieci zestawiono w tabeli 31. Analizując parametry sieci stwierdzono, że wartość ilorazu odchyleń (jakości) dla zbioru uczącego świadczą o dobrej jakości modelu sieci neuronowej i co za tym idzie dużej zdolności do uczenia się. Rozpatrując wysokie wartości dla zbioru walidacyjnego i testowego wyraźnie można zauważyć, że sieci nie wykazują zdolności do przeuczenia. O dobrej jakości sieci mogą świadczyć niskie wartości błędów (uczącego, walidacyjnego i testowego). Sieci mogą być używane jako narzędzia do predykcji wartości zmiennej wyjściowej (współczynnik

ściśliwości). Na rysunku 82 przedstawiono stopień dopasowania prognozowanych wyników przez zbudowaną sieć do wartości rzeczywistych.

Tab. 31. Zestawienie parametrów dla wybranych sieci: MLP

Parametry sieci	Sieć MLP
Typ	MLP 20-11-1
Jakość dla zbioru uczącego	0,9922
Jakość dla zbioru walidacyjnego	0,9823
Jakość dla zbioru testowego	0,9731
Błąd dla zbioru uczącego	0,000034
Błąd dla zbioru walidacyjnego	0,000205
Błąd dla zbioru testowego	0,000123
Stosowane algorytmy uczące	BFGS 80
Liczba zmiennych wejściowych sieci	9
Korelacja	0,982

Tylko w kilku przypadkach zauważono niewielkie różnice między wartościami rzeczywistymi i prognozowanymi przez sieć. Wysoki współczynnik korelacji sieci neuronowej potwierdza przedstawiony poniżej wykres.



Rys. 82. Porównanie rzeczywistych wartości współczynnika ściśliwości z prognozowanymi przez sieć MLP i graficzne zestawienie wyników testowania sieci neuronowych MLP przy predykcji współczynnika ściśliwości

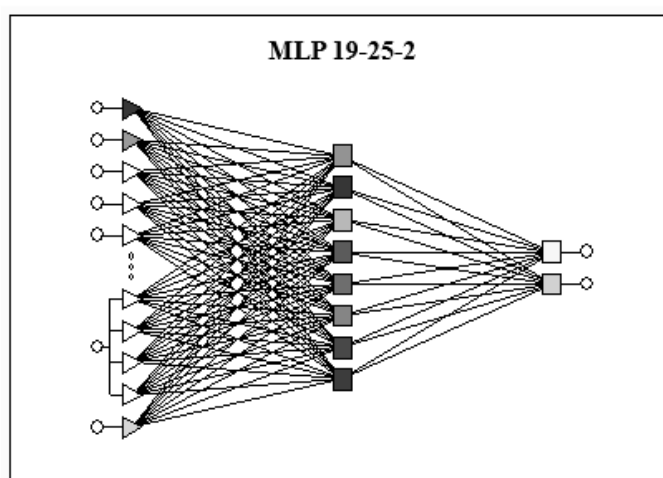
W tabeli 32 i na rysunku 82. przedstawiono wyniki testowania sieci, które przeprowadzono na zbiorze testowym zawierającym 20 losowo dobranych przypadków, które nie były wykorzystywane do budowy sieci. Sieć w bardzo dobrym stopniu prognozowała wartości współczynnika ściśliwości osadów w procesie filtracji ciśnieniowej. W jednym testowanym przypadku wystąpił błąd przekraczający 10% (10,9%). W większości pozostałych przypadków są to tak niewielkie błędy mogące

mieścić się w granicach błędów pomiarowych. Po przeprowadzeniu testu na stworzonej sieci stwierdzono, że sieć neuronowa może stanowić znakomite narzędzie do prognozowania wyników współczynnika ściśliwości.

Tab. 32. Zestawienie wyników testowania sieci neuronowej MLP przy predykcji wartości współczynnika ściśliwości

Kombinacja doświadczalna									Wartość rzeczywista współczynnika ściśliwości	Prognoza sieci MLP	
Uwodnienie końcowe <i>U_k, %</i>	Wydajność <i>kg/m²h</i>	Prędkość filtracji <i>cm³/s</i>	Opór filtracji r, <i>m/kg *10¹³</i>	TC <i>mg/l</i>	dawka <i>g/100 ml</i>	rodzaj osadów	Kondycjonowanie	ciśnienie <i>MPa</i>		Wartość	% błędu
80,9	2,86	0,19	4,56	464	0	wstępne	surowy	0,4	0,60	0,60	0
76,9	8,39	0,4	3,17	560	0,8	wstępne	cement	0,3	0,39	0,38	2,5
78,4	6,24	0,32	0,97	656	0,4	wstępne	zeolit	0,4	0,47	0,47	0,6
77,5	8,62	0,36	1,97	770	0,4	wstępne	cement + polielektrolit	0,2	0,45	0,47	4,7
76,2	7,92	0,35	2,14	524	0,4	wstępne	zeolit + polielektrolit	0,5	0,39	0,38	1,4
75,8	10,45	0,43	2,45	450	0,4	wstępne	gips + polielektrolit	0,4	0,34	0,36	5,3
84,8	2,04	0,13	5,37	3307	0	mieszane	surowy	0,3	0,58	0,56	3,1
79,8	6,24	0,38	2,56	2552	0,4	mieszane	cement	0,5	0,39	0,37	6,6
79,4	7,96	0,38	2,19	3210	0,8	mieszane	popiół	0,3	0,43	0,44	2,1
79,0	7,01	0,31	1,83	3021	0,8	mieszane	zeolit	0,5	0,38	0,38	0,3
81,4	3,96	0,26	3,01	2800	0	mieszane	polielektrolit	0,3	0,50	0,47	7
80,7	5,68	0,31	2,21	2200	0,4	mieszane	zeolit + polielektrolit	0,2	0,40	0,41	1,9
78,3	7,92	0,39	2,62	362	0,8	przefermentowane	cement	0,2	0,44	0,42	4,4
77,2	8,29	0,37	2,68	265	0,8	przefermentowane	popiół	0,3	0,47	0,48	1,7
78,2	7,29	0,35	3,78	319	0,8	przefermentowane	gips	0,2	0,48	0,50	3,6
79,5	4,09	0,27	3,04	324	0	przefermentowane	polielektrolit	0,3	0,50	0,51	2,2
76,1	10,26	0,5	3,46	354	0,8	przefermentowane	cement + polielektrolit	0,5	0,30	0,29	2,6
78,6	7,68	0,36	2,45	351	0,4	przefermentowane	zeolit + polielektrolit	0,3	0,41	0,42	3,2
76,5	8,65	0,44	2,41	220	0,8	przefermentowane	gips + polielektrolit	0,3	0,42	0,38	10,9
79,2	8,45	0,42	3,15	3133	0,8	mieszane	cement + polielektrolit	0,3	0,30	0,30	1,4

Modelując zmiany uwodnienia końcowego i wydajności filtracji posłużono się siecią MLP ze względu na najlepsze dopasowanie modelu. W omawianym przypadku budując model sieci neuronowej w celu regresji uogólnionej opisującej zmianę uwodnienia końcowego oraz wydajności filtracji również jako zmienne wyjściowe wybrano zbiór zmiany parametrów wpływających na jakość przygotowania osadów przed odwadnianiem oraz zmienne procesu filtracji. Sieć tak skonstruowano, aby dokonywała predykcji dwóch zmiennych (uwodnienia końcowego i wydajności filtracji). Wybrano sieć o najwyższym współczynniku korelacji wynoszącym 0,99 (tab. 33). Sieć jako zmienne wejściowe o największej wrażliwości wybrała: rodzaj osadów, sposób kondycjonowania osadów, dawkę oraz ciśnienie procesu (rys. 83).



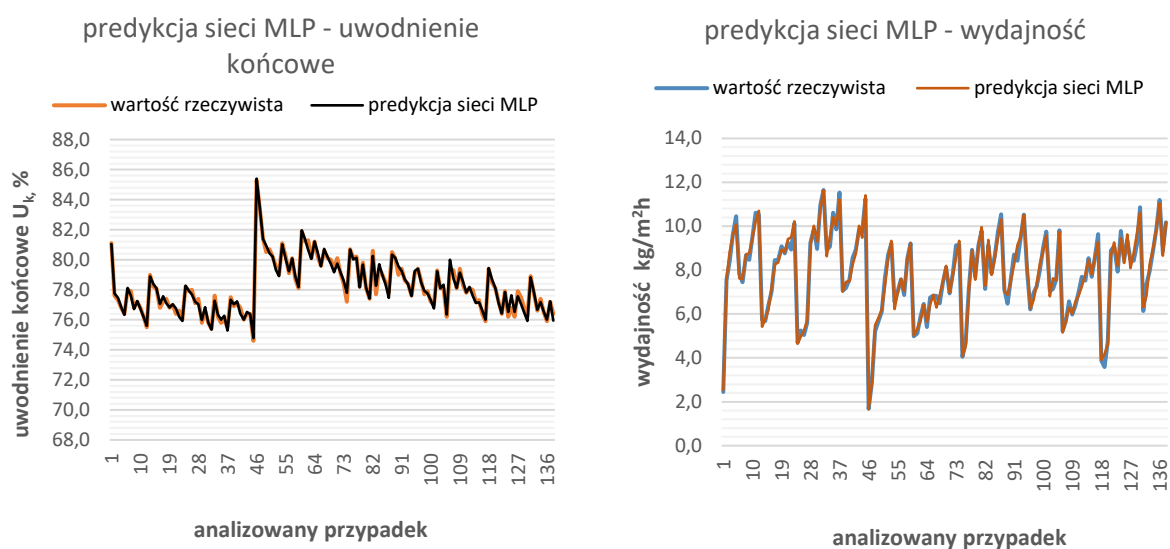
Rys. 83. Schemat sieci neuronowej: MLP, parametry wyjściowe uwodnienie końcowe i wydajność

Analizując parametry sieci MLP stwierdzono wysoką korelację 0,991 oraz współczynniki zbiorów (uczącego, walidacyjnego i testowego), co świadczyły o dobrej jakości modelu sieci neuronowej i co za tym idzie dużej zdolności do uczenia się (tabela 33).

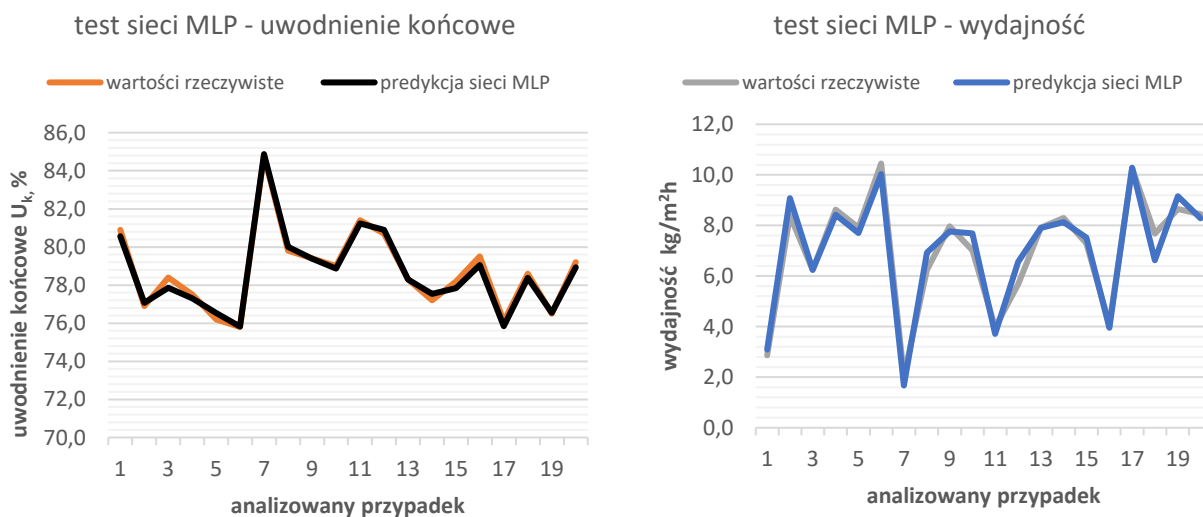
Tab. 33. Zestawienie parametrów dla sieci MLP

Parametry sieci	Sieć MLP	
	Uwodnienie końcowe	Wydajność
Typ	MLP 19-25-2	
Jakość dla zbioru uczącego	0,9915	
Jakość dla zbioru walidacyjnego	0,9874	
Jakość dla zbioru testowego	0,9915	
Błąd dla zbioru uczącego	0,0559	
Błąd dla zbioru walidacyjnego	0,1648	
Błąd dla zbioru testowego	0,1745	
Stosowane algorytmy uczące	BFGS 73	
Liczba zmiennych wejściowych sieci	8	
Korelacja	0,991	

W rozpatrywanym przypadku uzyskane wartości dla zbioru walidacyjnego i testowego wyraźnie świadczą o tym, iż sieci nie wykazują zdolności do przeuczenia. O dobrej jakości sieci mogą świadczyć niskie wartości błędów (uczącego, walidacyjnego i testowego). Po przeanalizowaniu uzyskanych parametrów sieci MLP uznano, że sieć może służyć jako narzędzie do predykcji wartości zmiennych wyjściowych (uwodnienie końcowe oraz wydajności).



Rys. 84. Porównanie rzeczywistych wartości uwodnienia końcowego i wydajności z prognozowanymi przez sieć MLP



Rys. 85. Graficzne zestawienie wyników testowania sieci neuronowej MLP przy predykcji uwodnienia końcowego

Na rysunku 84 przedstawiono stopień dopasowania sieci do wartości rzeczywistych. Przy obu modelowanych parametrach zauważono nieznaczne różnice między wartościami

rzeczywistymi i prognozowanymi przez sieci. Wysokie współczynniki korelacji dla obu parametrów wyjściowych sieci neuronowej potwierdza przedstawiony poniżej wykres.

W tabeli 34 i na rysunku 85 przedstawiono wyniki testowania sieci, które przeprowadzono na zbiorze testowym zawierającym 20 losowo dobranych przypadków. Analizując parametry wyjściowe stwierdzono, że sieci w bardzo dobrym stopniu prognozowała wartości uwodnienia końcowego (błąd nie przekraczający 1%) i w stopniu dobrym wydajności po procesie filtracji ciśnieniowej. W dwóch przypadkach przy prognozowaniu wartości wydajności filtracji pojawił się błąd powyżej 15% (18,1 i 15,7%) (tabela 34). W pozostałych przypadkach zarówno dla prognozowania wartości wydajności filtracji wartość błędnie nie przekraczała 15%. Po przeprowadzeniu testu modelowania wyników uwodnienia końcowego i wydajności filtracji na stworzonej sieci stwierdzono, że sieć neuronowa może stanowić znakomite narzędzie do prognozowania wyników wymienionych parametrów przy modelowaniu procesu filtracji.

Tab. 34. Zestawienie wyników testowania sieci neuronowej MLP przy predykcji wartości uwodnienia końcowego i wydajności

<i>Kombinacja doświadczalna</i>								Rzeczywiste uwodnienie końcowe %	Rzeczywista wydajność filtracji kg/m ² h	Prognoza sieci MLP			
										Uwodnienie końcowe		wydajność	
<i>Współczynnik ściśliwości</i>	<i>Prędkość filtracji cm³/s</i>	<i>Opór filtracji r, m/kg *10¹³</i>	<i>TC mg/l</i>	<i>dawka g/100 ml</i>	<i>rodzaj osadów</i>	<i>Kondycjonowanie</i>	<i>ciśnienie MPa</i>			wartość	% błędu	wartość	% błędu
0,60	0,19	4,56	464	0	wstępne	surowy	0,4	80,9	2,86	80,6	0,4	3,09	8,2
0,39	0,4	3,17	560	0,8	wstępne	cement	0,3	76,9	8,39	77,1	0,2	9,09	8,3
0,47	0,32	0,97	656	0,4	wstępne	zeolit	0,4	78,4	6,24	77,9	0,7	6,24	0
0,45	0,36	1,97	770	0,4	wstępne	cement + polielektrolit	0,2	77,5	8,62	77,3	0,2	8,43	2,2
0,39	0,35	2,14	524	0,4	wstępne	zeolit + polielektrolit	0,5	76,2	7,92	76,5	0,4	7,70	2,8
0,34	0,43	2,45	450	0,4	wstępne	gips + polielektrolit	0,4	75,8	10,45	75,8	0,0	10,03	4,0
0,58	0,13	5,37	3307	0	mieszane	surowy	0,3	84,8	2,04	84,9	0,1	1,67	18,1
0,39	0,38	2,56	2552	0,4	mieszane	cement	0,5	79,8	6,24	80,0	0,3	6,93	11,0
0,43	0,38	2,19	3210	0,8	mieszane	popiół	0,3	79,4	7,96	79,4	0,0	7,76	2,5
0,38	0,31	1,83	3021	0,8	mieszane	zeolit	0,5	79,0	7,01	78,9	0,2	7,69	9,7
0,50	0,26	3,01	2800	0	mieszane	polielektrolit	0,3	81,4	3,96	81,2	0,2	3,71	6,2
0,40	0,31	2,21	2200	0,4	mieszane	zeolit + polielektrolit	0,2	80,7	5,68	80,9	0,2	6,56	15,8
0,44	0,39	2,62	362	0,8	przefermentowane	cement	0,2	78,3	7,92	78,3	0,0	7,90	0,3
0,47	0,37	2,68	265	0,8	przefermentowane	popiół	0,3	77,2	8,29	77,5	0,4	8,12	2,0
0,48	0,35	3,78	319	0,8	przefermentowane	gips	0,2	78,2	7,29	77,8	0,5	7,52	3,2
0,50	0,27	3,04	324	0	przefermentowane	polielektrolit	0,3	79,5	4,09	79,1	0,6	3,95	3,3
0,30	0,5	3,46	354	0,8	przefermentowane	cement + polielektrolit	0,5	76,1	10,26	75,8	0,3	10,28	0,2
0,41	0,36	2,45	351	0,4	przefermentowane	zeolit + polielektrolit	0,3	78,6	7,68	78,4	0,3	6,63	13,7
0,42	0,44	2,41	220	0,8	przefermentowane	gips + polielektrolit	0,3	76,5	8,65	76,6	0,1	9,15	5,8
0,30	0,42	3,15	3133	0,8	mieszane	cement + polielektrolit	0,3	79,2	8,45	78,9	0,3	8,28	2,0

7. WNIOSKI KOŃCOWE

Na podstawie przeprowadzonych badań laboratoryjnych oraz zestawieniu uzyskanych i opracowanych wyników pozwoliło na sformułowanie następujących wniosków końcowych:

1. Zastosowanie wybranych w badaniach substancji mineralnych oraz polielektrolitu do kondycjonowania osadów ściekowych przed procesem filtracji ciśnieniowej pozwoliło na obniżenie współczynnika ściśliwości osadów, a z tym związanego oporu hydraulicznego przegrody filtracyjnej, co przedłożyło się na wzrost wydajności i prędkości procesu filtracji.
2. Kondycjonowanie osadów ściekowych w metodach łączonych wykorzystujących polielektrolit C – 494 oraz substancje mineralne pozwoliło zmniejszyć współczynnik ściśliwości do przedziału 0,25 – 0,40 i jednocześnie w procesie filtracji osiągnąć najlepsze efekty odwodnienia osadów (wstępnych – do 74,6%; mieszanych – do 77,2% oraz przefermentowanych – do 75,4%).
3. Dodatek substancji mineralnych oraz kondycjonowanie polielektrolitem C-494 pozwoliły na wzrost wydajności procesu filtracji osadów: wstępnych – z 3,54 do 11,65 kg/m² h; mieszanych – z 2,86 do 10,54 kg/m² h; oraz przefermentowanych – z 3,07 do 11,20 kg/m² h.
4. Najlepsze efekty w postaci uwodnienia końcowego, wydajności i prędkości filtracji osiągnięto prowadząc proces filtracji osadów ściekowych przy ciśnieniu 0,5 MPa.
5. Obniżenie zawartości ogólnego węgla organicznego w wodzie nadosadowej nie było regularne i nie zależało liniowo od wzrostu ciśnienia w procesie filtracji. Niezależnie od zastosowanej substancji kondycjonującej w większości przypadków największe obniżenie OWO następowało przy zastosowaniu podczas filtracji ciśnienia 0,5 MPa. Niejednokrotnie osiągało wartość z przedziału od 15% do 25% niższą od wartości pierwotnej.
6. Na podstawie uzyskanych wartości uwodnienia końcowego oraz wydajności filtracji określono ilości wody usuwanej z osadów w czasie procesu filtracji w danych warunkach. Najwyższa efektywność usuwania wody w zależności od osadów, metod kondycjonowania oraz warunków prowadzenia procesu filtracji wyniosła: osady wstępne – do 2,866 kg/m² h; mieszane – do 2,356 kg/m² h; oraz przefermentowane – do 2,699 kg/m² h.

7. Zamodelowano proces filtracji osadów ściekowych za pomocą sztucznych sieci neuronowych. Po przeprowadzeniu testu predykcji wyników współczynnika ściśliwości, uwodnienia końcowego oraz wydajności filtracji na zbudowanych sieciach stwierdzono, że sieci neuronowe mogą stanowić znakomite narzędzie do prognozowania wyników wymienionych parametrów z dokładnością powyżej 90%.

Literatura

- [1] Dyrektywa Rady Europejskiej 86/278/EWG z 12 czerwca 1986 W sprawie ochrony środowiska, w szczególności gleby, w przypadku wykorzystywania osadów ściekowych w rolnictwie.
- [2] Dyrektywa Rady Europejskiej 91/271/EWG z 21 maja 1991 Dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych.
- [3] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy.
- [4] Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 10 maja 2018 r. Dz. U. z 2018r. poz. 992 w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o odpadach.
- [5] Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 7 czerwca 2018 r. Dz. U z 2018r. poz. 1269 w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o odnawialnych źródłach energii.
- [6] Strategia postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2019-2022, Ministerstwo Środowiska, 18 listopada 2018.
- [7] Podedworna J., Umiejewska K. „Technologia osadów ściekowych” Wydawnictwo Politechnika Warszawska, 2008.
- [8] Novak J.T. “Dewatering of sewage sludge” Drying Technology Nr 10 (24)/2006.
- [9] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z 24 listopada 2010 w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola).
- [10] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE.
- [11] Dyrektywa Rady Europy 99/31/WE z 26 kwietnia 1999 w sprawie składowania odpadów.
- [12] Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach, Dz. U. z 2013 r., poz. 21.
- [13] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. Dz. U. z 2014 r., poz. 1923 w sprawie katalogu odpadów.
- [14] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. Dz. U. z 2015 r., poz. 257 w sprawie komunalnych osadów ściekowych.
- [15] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 grudnia 2014 r. Dz. U. z 2014 r., poz. 1973 w sprawie wzorów dokumentów stosowanych na potrzeby ewidencji odpadów.
- [16] Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 7 czerwca 2018 r. Dz. U. z 2018 r., poz. 1259 w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o nawozach i nawożeniu.
- [17] Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. Dz. U. z 2008 r. nr 119 poz. 765 w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu.

- [18] Bień J. „Osady ściekowe. Teoria i praktyka” Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, 2007.
- [19] Czekąła J. ”Odwadnianie osadów ściekowych – wybrane zagadnienia” Wodociągi-Kanalizacja Nr 12/2003.
- [20] Kempa E. S. „osady ściekowe – odpad czy produkt oczyszczania ścieków” Materiały Konferencji Naukowo-Technicznej nt. „Wykorzystanie osadów ściekowych – techniczne i prawne uwarunkowania” pod redakcją Bienia J., Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1996.
- [21] Imhoff K., Klaus R. „Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków” Oficyna Wydawnicza Projprzem-Eko, Bydgoszcz, 1996.
- [22] Yang, Z., Peng, X.F., Lee, D.J. “Electroosmotic flow in sludge flocs” International Journal of Heat and Mass Transfer Nr 52/2009.
- [23] „Przyrodnicze zagospodarowanie osadów ściekowych” Instytut Kształtowania Środowiska, PWN, Warszawa 1988.
- [24] Podgórski L. „Sanitarne aspekty kontroli osadów ściekowych” Gospodarka osadami ściekowymi, PIOŚ, Rzeszów 1997.
- [25] Wolny L.: (2005) Ultradźwiękowe wspomaganie procesu przygotowania osadów ściekowych do odwadniania, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
- [26] Bień J., Kowalczyk M., Kamizela T.:(2008) Skuteczność odwadniania osadów kondycjonowanych substancjami chemicznymi w metodach łączonych z ultradźwiękami, Inżynieria i Ochrona Środowiska, Tom 11, nr 1, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
- [27] Wu Ch. Ch., Huang Ch., Lee D.J.: (1997) Effects of polymer dosage on alum sludge dewatering characteristics and physical properties. Colloids and Surfaces. Physicochemical and Engineering Aspects 122, 89-96.
- [28] Lee C.H., Liu J.C.: (2001) Sludge dewaterability and floc structure in dual polymer conditioning. Advances in Environmental Research 5, 129 – 136.
- [29] Zhao Y.Q.: (2003) Correlations between floc physical properties and optimum polymer dosage in alum sludge conditioning and dewatering. Chemical Engineering Journal 92, 227-235.
- [30] Kamizela T., Ciborowski M. „Kombinacja koagulantów i polielektrolitów” Przegląd Komunalny Nr 8/2013.
- [31] Changya Ch, Panyue Z, Guangming Z, Jiuhua D, Yu Z, Haifeng L. Sewage sludge conditioning with coal fly ash modified by sulfuric acid. Chem Eng J. 2010;158(3):616-622.
- [32] Wójcik M., Stachowicz F., Masłoń A.: Możliwość wykorzystania popiołów lotnych w celu poprawy odwadniania osadów ściekowych. Journal of civil engineering, Environment and architecture, t. XXXIV, z. 64 (1/17), 2017, s. 377-393.

- [33] Wolski P., Wolny L., Zawieja I., Kondycjonowanie osadów nadmiernych poddanych stabilizacji a ich odwadnialność. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 2010, t. 13, nr 1, s. 67-77.
- [34] Zawieja I., Wolny L., Wpływ mocy procesora ultradźwiękowego na biodegradowalność osadów ściekowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, t. 13, 2011, 1719-1730.
- [35] Bień B., Bień J. Coagulant and polyelectrolyte application performance testing in sonicated sewage sludge dewatering. *Desal Water Treat.* 2016;57(3):1154-1162.
- [36] Kamizela T., Kowalczyk M., Malińska K.: The effects of sonication on gravity separation of waste activated sludge. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 2015, t. 18, nr 2, s. 155-167.
- [37] Ramnath L., Gunaratna KR. Effective water content reduction in sewage wastewater sludge using magnetic nanoparticles. *Bioresour Technol.* 2014; 153:333-339.
- [38] Hrut K., The possibility of using a magnetic field for the conditioning of sewage sludge. *Ecological Engineering*, 19, 2, 2018, 32–37.
- [39] Fang G., Xia Zhou X., Wei W. “Enhancing anaerobic biodegradability and dewaterability of sewage sludge by microwave irradiation” *International Journal of Agricultural and Biological Engineering* Tom 10, Nr 2/2017. <https://www.ijabe.org/>
- [40] Wojciechowska, E., Kowalik, P., Zastosowanie promieniowania mikrofalowego do kondycjonowania osadów ściekowych, *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 2003 T. 6, nr 2, 167-178.
- [41] Ealias AM, Jose JV, Saravanakumar MP. Biosynthesised magnetic iron nanoparticles for sludge dewatering via Fenton process. *Environ Sci Pollut Res.* 2016;23(21):21416-21430. DOI: 10.1007/s11356-016-7351-4.
- [42] Kowalczyk M., Kamizela T., Parkitna K., Milczarek M., Zastosowanie reakcji fentona w technologii osadów ściekowych. *Inżynieria Środowiska*, 2011, 21, 98 – 112.
- [43] Dębowski M., Zieliński M., Krzemieniewski M.: Skuteczność kondycjonowania osadów ściekowych metodą Fentona. *Ochrona środowiska*, Olsztyn, 2008, Vol. 30, Nr 2.
- [44] LU M.-C., LIN C.-J., LIAO C.-H., TING W.-P., HUANG R.-Y.: Influence of pH on the dewatering of activated sludge by Fenton’s reagent. *Wat. Sci. Technol.*, 44, 327-332, 2001
- [45] Hea J., Panga H., Zhenga Y., Jinga T., Xina Z., Zhanga P., Zhanga P. “Breakage–reflocculation implemented by two-stage shear for enhancing waste-activated sludge dewaterability: Effects of shear condition and extracellular polymeric substances” *Drying Technology* Tom 36 Nr 4/2018.
- [46] Huang P., Ye L. “Enhanced dewatering of waste sludge with polyacrylamide/montmorillonite composite and its conditioning mechanism” *Journal of Macromolecular Science, Part B: Physics* Nr 53/2014.
- [47] Gao J., Shen Y., Li L., Gao J., Li Y., Liu C., Chen J. “Enhancing dewaterability of sewage sludge by the application of tween-20 during bioleaching: Performance evaluation and mechanistic study” *Drying Technology* Tom 36, Nr 7/2018.

- [48] Rashid I., Murtaza G., Zahir Z. A., Farooq M. „Effect of temperature and ageing on sewage sludge decomposition, organic acids transformation and cadmium release” *Pakistan Journal of Agricultural Sciences* Nr 1 (55)/2018.
- [49] Bień J., Westalska K. „Osady ściekowe. Teoria i praktyka” Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, 2011.
- [50] Ginisty, P., Guei, F., Girault, R., Tosoni, J., Olivier, J., Vaxelaire, J. “Dryness limit: A useful parameter to assess sludge dewatering” In *Filtech 2013*, Wiesbaden, Germany, 22–24 Październik 2013.
- [51] Chen C., Zhang P., Zeng G., Deng J, Zhou Y, Lu H. „Sewage sludge conditioning with coal fly ash modified by sulfuric acid” *Chemical Engineering Journal* Nr 3(158)/2010.
- [52] Yoshida H., Yoshikawa T., Kawasaki M. “Evaluation of suitable material properties of sludge for electroosmotic dewatering” *Drying Technology*, Nr 31/2013.
- [53] Fitria D., Scholz M., Swift G. M., Hutchinson S. M.” IMPact of sludge floc size and water composition on dewaterability” *Chemical Engineering Technology* Nr 3(37)/2014.
- [54] Materiały do badań laboratoryjnych Warszawskiego Uniwersytetu Medycznego, Katedry Technologii Leków i Biotechnologii Farmaceutycznej. J. Turło „Filtracja” ze strony internetowej <https://tsl.wum.edu.pl/sites/tsl.wum.edu.pl/files/filtracja.pdf> [dostęp 11.09.2021].
- [55] Ayol, A., Dentel, S.K., Filibeli, A.” Rheological characterization of sludges during belt filtration dewatering using an immobilization cell” *Journal of Environmental Engineering* Nr 136/2010.
- [56] Vaxelaire J., Olivier J. “The prediction of filter belt press dewatering efficiency for activated sludge by experimentation on filtration compression cells” *Environmental Technology* Nr 12(25)/2004.
- [57] Sanin F. D., Clarkson W. W., Vesilind P. A. „The Treatment and Disposal of Wastewater Sludge” DEStech Publications, Lancaster, 2011.
- [58] Heidrich H. „Urządzenia do mechanicznego odwadniania osadu.” *Przegląd Komunalny* Nr 12/2005.
- [59] Lee D. J., Wang C.H. „Theories of cake filtration and consolidation and implications to sludge dewatering” *Water Research*, Tom 34, Nr 1/2000.
- [60] Zielewicz-Madej E., Fukas-Płonka Ł. ”Zagęszczanie i kondycjonowanie osadów” *Materiały Międzynarodowego Seminarium Szkoleniowego „Podstawy oraz praktyka przeróbki i zagospodarowania osadów”*, Kraków 1998.
- [61] Cywiński I., Gdula S., Kempa E., Kurbiel J., Płoszański H., *Oczyszczanie ścieków miejskich*, Arkady, Warszawa 1972.
- [62] Strona Oczyszczalni Ścieków w Chwałkowie <http://www.wodociagisroda.pl/index.php/dzialy/oczyszczalnia>

- [63] Poradnik gospodarowania odpadami, zespół autorów pod red. K. Skalmowskiego, Dashofer Holding Ltd. & Wydawnictwo Verlag Dashofer Sp. z o.o., Warszawa 1998.
- [64] Roman M., Kanalizacja - oczyszczanie ścieków, T. II, Arkady, Warszawa 1986.
- [65] Fowler J., Duke M., Schmidt M., Crabtree B., Bagby B., Trainer E. "Dewatering sewage sludge and hazardous sludge with geotextile tubes" International conference 7th Geosynthetics, Hannover 2002.
- [66] Phạm A. T. "Sewage sludge electro-dewatering" Lappeenranta University of Technology, Finlandia 2010.
- [67] Olivier J., Mahmoud A., Vaxelaire J., Conrardy J.-B., Citeau M., Vorobiev E. "Electro-Dewatering of anaerobically digested and activated sludges: An energy aspect analysis" Drying Technology Nr 32/2014.
- [68] Halde R.E. "Filterbelt pressing of sludge: A laboratory simulation" Journal of Water Pollution Control Federation Nr 2(52)/1980.
- [69] Wakeman R.J.; Zhang, G.M.; Koenders, M.A. "Effect of rotational flow induced in a rotary piston press on the formation and properties of filter cake" In Proceedings of World Filtration Congress, Brighton, England, 3–7 Kwiecień 2000.
- [70] Vaxelaire J., Olivier J. "Compression Dewatering of Particulate Suspensions and Sludge: Effect of Shear" Drying Technology Nr 32/2014.
- [71] Boeglin, J.-C. "Traitements et Destinations Finales des Boues Re'siduairees" Techniques Inge'nieur, Saint-Denis, France, 2000.
- [72] Wang, H., Brown, S.L., Magesan, G.N., Slade, A.H., Quintern, M., Clinton, P.W., Payn, T.W. "Technological options for the management of biosolids" Environmental Science and Pollution Research Nr 4(15)/ 2008.
- [73] Tosoni J., Baudez J.-C., Girault R. "Effect of Operating Parameters on the Dewatering Performance of Press Filters: A Sensitivity Analysis" Drying Technology Nr 33/2015.
- [74] Ustawa z dnia 10 lipca 2007 r. o nawozach i nawożeniu Dz. U. z 2007 r., nr 147 poz. 1033.
- [75] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 stycznia 2015 r. Dz. U. z 2015 poz. 132 w sprawie procesu odzysku R10.
- [76] Schuster G. "Biomass steam gasification – An extensive parametric modeling study" Bioresource Technology Nr 77, 2001.
- [77] Nipattummakul, N. "High temperature steam gasification of wastewater sludge" Applied Energy Nr 87, 2010.
- [78] Roche E. "Air and air-steam gasification of sewage sludge, The influence of Dolomite and through put in tar production and composition" Fuel Nr 115, 2014.
- [79] Fytili D, Zabaniotou A. "Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—a review" Renew Sustain Energy Rev. Nr 12/2008.
- [80] Xiao H, Ma X, Liu K. "Co-combustion kinetics of sewage sludge with coal and coal gangue under different atmospheres" Energy Convers Manage Nr 10(51)/2010.

- [81] McIlveen-Wright DR, Huang Y, Rezvani S, Wang Y. “A technical and environmental analysis of co-combustion of coal and biomass in fluidised bed technologies” Fuel Nr 14 (86)/2007.
- [82] Piotrowska-Cyplik A., Czarnecki Z.: Pomiar czasu ssania kapilarnego (csk) jako metoda wyznaczania optymalnej dawki flokulantów do wspomaganie procesu odwadniania komunalnego osadu ściekowego. Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering” 2005, Vol. 50(1).
- [83] Jeż R.: Sztuczne sieci neuronowe i ich zastosowanie w modelowaniu zjawisk gospodarczych. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego w Katowicach, 2015, nr 217, 182 – 191.
- [84] Tadeusiewicz R.: (1995) Sieci neuronowe. Wyd.2. Akademicka Oficyna Wydawnicza, RM. Warszawa.
- [85] Osowski S.: Sieci neuronowe w ujęciu algorytmicznym. WNT, 1996, Warszawa.
- [86] Kowalczyk M. (2012) Wspomaganie procesów odwadniania osadów ściekowych. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
- [87] Salejda W., Poprawski R.: Podstawy analizy niepewności pomiarowych w studenckim laboratorium podstaw fizyki. 2009, Elektroniczna wersja opracowania dostępna w Internecie na stronie: http://lpf.wppt.pwr.edu.pl/informacje/an_n.pdf

Wykaz tabel

Tabela 1.	Wpływ zawartości wody na postać fizyczną osadu.....	28
Tabela 2.	Zanieczyszczenia osadów ściekowych oraz metody filtracji stosowane do ich separacji.....	36
Tabela 3.	Charakterystyka badanych osadów.....	56
Tabela 4.	Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem polielektrolitu C-494.....	74
Tabela 5.	Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem cementu.....	76
Tabela 6.	Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem popiołu.....	78
Tabela 7.	Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem zeolitu.....	81
Tabela 8.	Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem gipsu.....	83
Tabela 9.	Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.....	85
Tabela 10.	Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.....	87
Tabela 11.	Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem zeolit i polielektrolitu C-494.....	89
Tabela 12.	Zmiana wybranych parametrów osadów wstępnych i osadów wstępnych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.....	91
Tabela 13.	Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem polielektrolitu C-494.....	94
Tabela 14.	Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem cementu.....	96
Tabela 15.	Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem popiołu.....	98
Tabela 16.	Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem zeolitu.....	100
Tabela 17.	Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem gipsu.....	102
Tabela 18.	Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.....	104
Tabela 19.	Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.....	106
Tabela 20.	Zmiana wybranych parametrów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem zeolitu i polielektrolitu C-494.//.....	108
Tabela 21.	Zmiana wybranych parametrów osadów osadów mieszanych i osadów mieszanych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.....	110
Tabela 22.	Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem polielektrolitu C-494...	112
Tabela 23.	Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem cementu.....	114
Tabela 24.	Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem popiołu.....	116

Tabela 25.	Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem zeolitu.....	118
Tabela 26.	Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem gipsu.....	120
Tabela 27.	Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.....	123
Tabela 28.	Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.....	125
Tabela 29.	Zmiana wybranych parametrów osadów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem zeolitu i polielektrolitu C-494.....	127
Tabela 30.	Zmiana wybranych parametrów przefermentowanych i osadów przefermentowanych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.....	129
Tabela 31.	Zestawienie parametrów dla wybranych sieci: MLP.....	153
Tabela 32.	Zestawienie wyników testowania sieci neuronowej MLP przy predykcji wartości współczynnika ściśliwości.....	155
Tabela 33.	Zestawienie parametrów dla sieci MLP/.....	157
Tabela 34.	Zestawienie wyników testowania sieci neuronowej MLP przy predykcji wartości uwodnienia końcowego i wydajności.....	159

Wykaz rysunków

Rys. 1.	Schemat przeróbki osadów w oczyszczalni ścieków oraz procesów przetwarzania komunalnych osadów ściekowych jako odpadów....	12
Rys. 2.	Woda występująca w osadach ściekowych: 1 – woda wolna. 2 woda koloidalna, 3 – woda kapilarna, 4 – woda hydratacyjna (w komórkach mikroorganizmów), 5 – struktura kłaczków.....	18
Rys. 3.	Przegląd metod kondycjonowania osadów ściekowych.....	21
Rys. 4.	Wizualizacja procesu kondycjonowania czynnego osadu ściekowego metodą „przełamywania-reflokulacji”: 1 – ściśle związane pozakomórkowe substancje polimerowe, 2 – luźno związane pozakomórkowe substancje polimerowe, 3 – mikroorganizmy, 4 – pojedyncze bakterie, 5 – pękający kłaczek osadu, 6 – swobodne fragmenty kłaczków, 7 – fragmenty flokulacyjne.....	23
Rys. 5.	Wiązanie wodoru przez kompleks poliakryloamidu (PAM) i montmorylonitu (MMT).....	24
Rys. 6.	Korelacja między odpornością osadu na proces filtracji a stosunkiem wagowym polimerów (PAM/MMT).....	25
Rys. 7.	Korelacja między dodatkiem polimerów o określonym stosunku wagowym a uwodnieniem osadu ściekowego.....	25
Rys. 8.	Zmiany w odporności osadu ściekowego na odwadnianie w zależności od dawki użytego niejonowego środka powierzchniowo czynnego Tween-20.....	26
Rys. 9.	Zmiany w odporności na odwadnianie osadu ściekowego z zaszczepem bakteryjnym oraz bez zaszczepu w zależności od dawki użytego niejonowego środka powierzchniowo czynnego Tween-20.....	27
Rys. 10.	Krzywa uwodnienia i zagęszczenia osadów.....	28
Rys. 11.	Mechanizm filtracji na złożu filtracyjnym.....	29
Rys. 12.	Przebieg procesu filtracji zanieczyszczeń.....	30
Rys. 13.	Zastosowanie metod filtracji wg występujących zanieczyszczeń	34
Rys. 14.	Podział filtracji ze względu na wykorzystywane rozwiązania techniczne.....	37
Rys.15.	Schemat wirówki sedymentacyjnej: 1 - bęben, 2 - przenośnik ślimakowy, 3 - doprowadzenie osadu, 4 - napęd bębna, 5 - przekładnia planetarna poruszająca przenośnik, 6 - regulowane otwory do odprowadzania cieczy osadowej, 7 - odpływ cieczy osadowej, 8 - odwodniony osad.....	38
Rys. 16.	Schemat prasy ramowej.....	39
Rys. 17.	Schemat prasy komorowej.....	40
Rys. 18.	Komorowa prasa filtracyjna osadów ściekowych oczyszczalnia w Chwałkowie.....	40
Rys. 19.	Schemat prasy taśmowej.....	41
Rys. 20.	Workownice odwadniające oczyszczalni ścieków w Grzebińsku	42
Rys. 21.		

	Stanowisko do osuszania osadów z zastosowaniem tłoka: a – schemat techniczny, b – widok faktyczny: 1 – sekcja filtracyjna, 2 – silnik elektryczny, 3 – sekcja pneumatyczna, c – powierzchnia tłoka stykająca się z osadem.....	44
Rys. 22.	Ewaluacja procesu osuszania osadu w urządzeniu z tłokiem obrotowym.....	45
Rys. 23	Korelacja między dawką chlorku żelaza a czasem ssania kapilarnego osadów ściekowych.....	46
Rys. 24.	Korelacja między dawką polimeru a masa substancji odfiltrowanych.....	47
Rys. 25.	Trend rozkładu ciśnienia w czasie odwadniania osadu kondycjonowanego.....	47
Rys. 26.	Schemat wykonanych badań.....	55
Rys. 27.	Stanowisko filtracji ciśnieniowej (cylinder wypełniony osadem ściekowym).....	58
Rys. 28.	Sprężone powietrze.....	58
Rys. 29.	Odmierzane związki organiczne odpowiednio 0,4 i 0,8 gram (cement, zoolitu, popiół po spalaniu węgla kamiennego, gips).....	59
Rys. 30.	Parowniczkę z tkaniną osadową i osadem ściekowym w suszarce laboratoryjnej.....	60
Rys. 31.	Eksykator z osadem i tkaniną filtracyjną.....	60
Rys. 32	Piec do prażenia osadów ściekowych.....	61
Rys. 33	PH-metr Elmetron CP-501.....	61
Rys. 34.	CSK z cylindrem stożkowym.....	61
Rys. 35.	Wyznaczanie współczynnika ściśliwości osadu.....	65
Rys. 36.	Schemat przyrządu do oznaczania czasu ssania kapilarnego: 1A, 1B i 2 – podpórki stanowiące jednocześnie kontakty, 3 - okrąg o $\emptyset = 4,5$ cm, 4 - zaznaczony na górnej płytce okrąg o $\emptyset = 3,2$ cm, 5 – górna płytka, 6 – gruba bibuła (chromatograficzna), 7 – cylinderek ze stali nierdzewnej, 8 – dolna płytka.....	67
Rys. 37.	Model pojedynczego neuronu McCullocha-Pittsa	68
Rys. 38.	Czas ssania kapilarnego osadów bez dodatku polielektrolitów.....	71
Rys. 39.	Wpływ dawki polielektrolitów na zmiany czasu ssania kapilarnego wstępnych osadów ściekowych.....	71
Rys. 40.	Wpływ dawki polielektrolitów na zmiany czasu ssania kapilarnego mieszanych osadów ściekowych.....	72
Rys. 41	Wpływ dawki polielektrolitów na zmiany czasu ssania kapilarnego przefermentowanych osadów ściekowych.....	72
Rys. 42.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych kondycjonowanych polielektrolitem.....	73
Rys. 43	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienie końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem cementu.....	75

Rys. 44.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem popiołu.....	77
Rys. 45.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem zeolitu.....	80
Rys. 46.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem gipsu.....	82
Rys. 47	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.....	84
Rys. 48.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.....	86
Rys. 49.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem zeolitu i polielektrolitu C-494.....	88
Rys. 50.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.....	90
Rys. 51.	Współczynnik ściśliwości osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem polielektrolitu C-494.....	92
Rys. 52	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem cementu.....	95
Rys. 53.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów surowych z dodatkiem popiołu.....	97
Rys. 54	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem zeolitu.....	99
Rys. 55.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem gipsu.....	101
Rys. 56	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.....	103
Rys. 57	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.....	105
Rys. 58.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem zeolitu i polielektrolitu C-494.....	107

Rys. 59.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.....	109
Rys. 60.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych polielektrolitu C-494.....	111
Rys. 61.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem cementu.....	113
Rys. 62.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem popiołu.....	115
Rys. 63.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem zeolitu.....	118
Rys. 64	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem gipsu.....	119
Rys. 65	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem cementu i polielektrolitu C-494.....	122
Rys. 66.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem popiołu i polielektrolitu C-494.....	124
Rys. 67	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem zeolitu i polielektrolitu C-494.....	126
Rys. 68.	Zmiana współczynnika ściśliwości i uwodnienia końcowego osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem gipsu i polielektrolitu C-494.....	128
Rys. 69.	Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów wstępnych kondycjonowanych polielektrolitem lub substancjami mineralnymi.....	130
Rys. 70	Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów wstępnych kondycjonowanych polielektrolitem i substancjami mineralnymi.....	132
Rys. 71.	Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów mieszanych kondycjonowanych polielektrolitem lub substancjami mineralnymi.....	135
Rys. 72	Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów mieszanych kondycjonowanych polielektrolitem i substancjami mineralnymi.....	138
Rys. 73	Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów przefermentowanych kondycjonowanych polielektrolitem lub substancjami mineralnymi.....	140

Rys. 74	Zmiana zawartości węgla organicznego w wodzie nadosadowej po filtracji osadów przefermentowanych kondycjonowanych polielektrolitem i substancjami mineralnymi.....	142
Rys. 75	Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów wstępnych oraz osadów wstępnych z dodatkiem substancji mineralnych.....	145
Rys. 76	Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów wstępnych z C-494 oraz osadów wstępnych z dodatkiem substancji mineralnych i C-494.....	146
Rys. 77	Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów mieszanych oraz osadów mieszanych z dodatkiem substancji mineralnych.....	147
Rys. 78	Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów mieszanych z C-494 oraz osadów mieszanych z dodatkiem substancji mineralnych i C494.....	148
Rys. 79	Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów przefermentowanych oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem substancji mineralnych.....	149
Rys. 80	Ilość wody usuniętej w procesie filtracji ciśnieniowej osadów przefermentowanych z C-494 oraz osadów przefermentowanych z dodatkiem substancji mineralnych i C494.....	150
Rys. 81	Schemat sieci neuronowej: MLP (perceptron trójwarstwowy), uwzględniające jako wektory wejściowe parametry kondycjonowania osadów oraz filtracji ciśnieniowej, jako wyjściowy współczynnik ściśliwości.....	152
Rys. 82	Porównanie rzeczywistych wartości współczynnika ściśliwości z prognozowanymi przez sieci MLP i graficzne zestawienie wyników testowania sieci neuronowych MLP przy predykcji współczynnika ściśliwości.....	153
Rys. 83.	Schemat sieci neuronowej: MLP, parametry wyjściowe uwodnienie końcowe i wydajność.....	156
Rys. 84	Porównanie rzeczywistych wartości uwodnienia końcowego i wydajności z prognozowanymi przez sieć MLP.....	157
Rys. 85	Graficzne zestawienie wyników testowania sieci neuronowej MLP przy predykcji uwodnienia końcowego.....	158