



MISKOLCI EGYETEM

MŰSZAKI FÖLDTUDOMÁNYI KAR

Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézet



Különböző típusú ipari szennyvizek irányított ülepedésének vizsgálata

TDK dolgozat

Készítette:

Bruncszlik Anita

Környezetmérnök (MSc) szak

Konzulensek:

Dr. Bokányi Ljudmilla

egyetemi docens, a műszaki tudományok kandidátusa

Dr Mádainé Üveges Valéria

egyetemi tanársegéd

Eredetiségi nyilatkozat

Alulírott Bruncszlik Anita, a Miskolci Egyetem Műszaki Földtudományi Karának hallgatója büntetőjogi és fegyelmi felelősségem tudatában kijelentem és aláírással igazolom, hogy ezt a dolgozatot saját magam készítettem, a benne leírt vizsgálatokat – ha ezt külön nem jelzem – magam végeztem el, és az ismertetett eredményeket magam értem el. Adatokat, információkat csak az irodalomjegyzékben felsorolt forrásokból használtam fel. Minden olyan részt, melyet szó szerint, vagy azonos értelemben, de átfogalmazva más forrásból átvettem, egyértelműen, a forrás megadásával megjelöltem.

Miskolc, 2012.10.29.

.....
a hallgató aláírása

A konzulens nyilatkozata

Alulírott Dr.Bokányi Ljudmilla, a Miskolci Egyetem Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnika Intézetének egyetemi docense a dolgozatot beadásra alkalmasnak ítélem.

Egyéb megjegyzések, ajánlás:

Miskolc, 2012.10.29

.....
a konzulens aláírása

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3
2. A szennyvíz és szennyvíztisztítás.....	5
2.1. Az ipari szennyvizek általános jellemzői	6
2.2. Ipari szennyvizek tisztítása	7
2.2.1. Fázisszétválasztás.....	9
2.2.2. Oldattisztítás.....	15
3. Koagulálás, flokkulálás	21
3.1. A jelenség alapja	21
3.2. A koagulálás, flokkulálás folyamata	23
3.3. A folyamatot befolyásoló tényezők.....	24
3.4. A leggyakrabban használt koaguláló és flokkuláló vegyszerek	25
3.4.1. Szervetlen koaguláló szerek (vas és alumínium sók).....	25
3.4.2. A polielektrolitok	27
3.5. A derítő berendezések.....	30
4. Felületkezelő üzemek	33
4.1. A felületkezelés folyamata	33
4.2. Felületkezelő üzemek szennyvizének kezelése.....	34
4.2.1. A cián vegyületek eltávolítása.....	35
4.2.2. A króm (IV) vegyületek eltávolítása.....	36
4.2.3. A semlegesítő kicsapatás	36
5. A laboratóriumi kísérletek bemutatása	39
5.1. A szennyvízminták alapjellemezése	39
5.2. A mérési folyamat ismertetése.....	42
5.2.1. A szennyvízminták előkészítése	42
5.2.2. Ülepítési kísérletek	43
5.2.3. Szűrhetőség vizsgálat.....	44
5.3. A mérési eredmények ismertetése.....	44
5.3.1. Az 1. számú szennyvíz mérési eredményei.....	44
5.3.2. A 2. számú szennyvíz mérési eredményei.....	46
5.3.3. A 3. számú szennyvíz mérési eredményei.....	48
5.3.4. A 4. számú szennyvíz mérési eredményei.....	51
5.4. Az eredmények kiértékelése	53
6. Összefoglaló.....	54
Köszönetnyilvánítás.....	55
Irodalomjegyzék	56

1. Bevezetés

Az egyre gyorsabban növekvő emberiség változatos igényeinek kielégítésére igen kiterjedt gazdasági háttérre van szükség. Az iparnak úgy kell lépést tartania a növekvő szükségletekkel, hogy ne lehetetlenítse el a jövő generációinak hasonló szándékait. Ennek érdekében törekednie kell olyan tiszta technológiák kidolgozására, amik nagy hatásfokkal és kis nyersanyag inputtal működtethetők, ugyanakkor lehetőséget nyújtanak a hulladékok minél teljesebb körű visszaforgatására is.

Az egyik leggyakoribb nyersanyag/segédanyag a víz. Annak ellenére, hogy látszólag hatalmas mennyiségben van jelen (1380millió km³) nem szabad megfeledkezni arról, hogy a ténylegesen használható mennyiség ennek csak töredéke, 1-2%-a (Szűcs és társai, 2009). Az ember, az által elszennyezett vizet kötelező tisztítani mind, ha a személyes használat során (kommunális szennyvíz), mind pedig, ha a termelői tevékenység nyomán (ipari szennyvíz) vált használhatatlanná. A környezetvédelem általános szabályait az 1995.évi LIII. Törvény tartalmazza, végrehajtásáról pedig az 152/1995 (XII. 12.) Kormányrendelet ír, e mellett viszont sokkal specifikusabb utasításokat tartalmaz a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól szóló 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet. Itt már találkozhatunk területi határértékekkel, a közcsatornába bocsájthatóság küszöbértékeivel és nem utolsósorban gazdasági/ipari tevékenység specifikusan meghatározott szennyező anyag koncentrációkkal is.

A vállalatoknak kötelező a rájuk vonatkozó határértékeket betartani. Sokszor a technológia kis átalakításával megoldható a víz recirkulációja, tehát gyakran elegendő olyan minőségű vizet előállítani, ami az adott követelményeknek megfelel. Természetesen friss víz igény mindig felmerül és elfolyó víz is keletkezik, amit például közcsatornába engedhetővé kell tenni.

Az ipari szennyvizek tisztításakor a szennyezők jellegéből (pl.: oldott anyagok, kolloidok) adódóan általában a kémiai eljárások kerülnek előtérbe és az olyan fizikai alapokon nyugvó kezelések, mint például az ülepítés és a szűrés kiegészítő lépésként következnek.

Dolgozatomban felületkezelő üzemek szennyvizeinek tisztításával foglalkozom, de a téma részletes bemutatás előtt kitérek az ipari szennyvizek általános kezelésének módjaira is. Így például a koaguláláson és flokkuláláson túl olyan kezelési lehetőségek bemutatására is sor kerül, mint a fémkiejtés, ioncsere és fordított ozmózis.

Munkámat az elvégzett laboratóriumi kísérletek bemutatásával, majd az eredmények összegzésével folytatom. Tevékenységeimet a Miskolci Egyetem Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnika Intézetének GOP - 1.3.1-09/A-2010-0117 „Csapadékos szennyvizek vezérelt ülepedésének megvalósítása” kutatási projekt keretein belül végeztem. A munkálatok célja a felületkezelésből származó szennyvizek tisztításának megoldása volt. Ennek érdekében sor került a vízminták vizsgálatára - különös tekintettel a nehézfém tartalomra és zeta-potenciál értékekre - majd az eredmények alapján különböző flokkuláló szer típusok hatásosságának elemzésére is. A korábbi mérések során azt tapasztaltuk, hogy valamennyi tesztelt flokkuláló szer alkalmas pelyhek létrehozására, viszont ezek szerkezete nem stabil. Így úgy döntöttünk, hogy egy ionos és egy nem ionos vegyszer kombinációt alkalmazunk annak érdekében, hogy az ionos flokkuláló szer elvégezze a töltés semlegesítést, a nem ionos pedig a létrejött kötések, pelyhek megerősítését.

A laboratóriumi mérésekhez semlegesítő és elő koaguláló szerként kalcium-hidroxid használtam, ez után pedig a megfelelő flokkuláló szer kombináció egyikét. Ha negatív zeta-potenciál értéket kaptam a PC1385+PN3870, ellenkező esetben pedig a PA5416+PN3870 vegyszerek mellett döntöttem. A vizsgálatokat során különböző flokkuláló szer arányokat (75:25, 50:50 és 25:75) is teszteltem. A pelyhesítés eredményességét ülepitési és szűrhetőségi vizsgálatok elvégzésével is alátámasztottam.

2. A szennyvíz és szennyvíztisztítás

A hidroszféra tömegét mintegy 1380 millió km^3 -re becsülik. Mindez a Föld össztömegének 0,03%-a. Annak ellenére, hogy hatalmas mennyiségnek tűnik a fogyasztásra alkalmas rész csupán 1...2%. A víz használat az élet elkerülhetetlen része, azonban a népesség növekedésével és a csatornázottság kiépülésével párhuzamosan a felhasználás is nő (Szűcs és társai, 2009). Magyarországon a jelenlegi készletek még elegendőek a népesség igényeinek kielégítésére, viszont területi eloszlásuk nem egyenletes, így fennáll az esély arra, hogy néhol időszakos vízhiánnyal kelljen szembe nézni. A legnagyobb frissvíz felhasználó és szennyvíz kibocsájtó az ipar, vagyis a megfelelő vízgazdálkodási stratégia kidolgozása számukra nélkülözhetetlen. Az üzemek az évi teljes vízszükségletüket friss vízből és a víz újrahasznosításból fedezik (Kelemen, 2011).

A víz minősége a használat során romlik. Minden olyan emberi tevékenységet, ami a víz fizikai, kémiai, biológiai és bakteriológiai tulajdonságait (természetes minőségét) károsan megváltoztatja vízszennyezésnek tekintünk. (Barótfi, 2000). A szennyvizek hasznosítási lehetőségei korlátozottak és a felhasználás előtti kezelés költségei is magasak. Ezen felül olyan közvetett károkkal is számolni kell, mint például a szennyvízzel elvezetett hasznos anyagok, a természeti környezet és a vízi élővilág pusztulása, valamint az egészségkárosító és korróziós hatások. (Jesús, 2003)

A mai gyakorlat szerint a szennyvizeket keletkezés helye szerint két csoportra osztjuk:

- A *kommunális (lakossági) szennyvíz* nagy szerves anyag és mikroorganizmus tartalmú termék, ami a lakossági tevékenységekből származik.
- Az *ipari szennyvizek* az ipari és mezőgazdasági tevékenységek során keletkeznek. Összetételük változatos, tisztítások pedig ennek függvényében üzemenként változó technológiai. A szennyvíz jellegétől függően alkalmazható extrakció, oxidáció, adszorpció, bepárlás, kristályosítás, és a szennyező anyagok kicsapása (Illés, 1993).

A továbbiakban az ún. ipari vizekkel, vagyis a termelési folyamathoz használt vízzel, és szennyvízzel foglalkozom. Fontos, hogy mivel a különböző technológiák más-más minőségű vizet igényelnek a szennyezett víz az iparban az adott vízhasználatra káros szennyezés mértékét jelenti, így a különböző minőségi paraméterek értékei nem általánosíthatók.

2.1. Az ipari szennyvizek általános jellemzői

Az ipari szennyvizek keletkezése, így mennyisége és minősége is egy adott technológiához köthető. Bár az osztályozásnak számos alapja lehet (pl.: szennyező anyag jellege, tisztítási technológia, további felhasználhatóság stb.) a legegyszerűbb mégis az iparághoz kapcsolni. Az 1. táblázatban a legfontosabb szennyvíz típusok és jellemzőik láthatóak.

1. táblázat: Ipari szennyvizek csoportosítása

Iparág	Szennyvíz jellemzők
Bőripari szennyvíz	magas szervesanyag-, oldott anyag-, ülepíthető anyag- és zsírtartalom,
Élelmiszeripari szennyvizek (húsipar, tejipar, cukorgyártás, konzervgyár)	magas szervesanyag- és lebegőanyag tartalom, zsírok, bűzképződés
Felületkezelő-, galvánüzemek szennyvize	nehézfémek, cianidok, savak, olajok
Gépipari szennyvizek	toxikus anyagok, olajok
Növényvédőszer-gyártás	toxikus anyagok
Papír- és cellulózipari szennyvíz	magas lebegőanyag tartalom, elszíneződés
Vegyipari szennyvizek	magas oldott anyag tartalom, toxikus anyagok, savak, lúgok

(saját szerkesztés a muszakiforum.hu nyomán)

A gyártási technológia üzemenként eltérő, így csupán az iparág ismerte nem feltétlenül elegendő egy tisztítási technológia kiválasztásához. A mennyiségi és minőségi jellemzők megadásához szükség van az alkalmazott technológia pontos leírására is.

A leggyakrabban használt paraméterek két csoportra oszthatóak. A szervesanyag tartalom megadására alkalmas a biokémiai oxigénigény (BOI), ami azt az oxigénmennyiséget jelenti, ami a vízben levő szerves anyagok mikroorganizmusokkal való lebontásához, 20 °C hőmérsékleten szükséges, a kémiai oxigénigény (KOI), vagyis a szennyvízben lévő, erős oxidálószerrel oxidálható oldott és szuszpendált szervesanyag térfogat egységenkénti oxigénigénye és a teljes szerves széntartalom (TOC) is. A lebomló anyagok oldott oxigén hiányt okoznak, növelik a víz redox potenciálját, így rontva annak minőségét.

A szervesetlen anyag tartalom leírására is számtalan mutató áll rendelkezésre, a legegyszerűbbek a savasság és a lúgosság. A pH ismerete tisztítási lépcsők

kiválasztásakor lényeges, ugyanis a biológia lebontáshoz és a fémek kicsapódásához is közel semleges érték szükséges. Fontos továbbá az oldott anyagok (pl.: sók), nehézfémek (Cu, Cd, Fe, Zn, Pb stb.) és szulfid, szulfát ionok, valamint a különféle tápanyagok (N, P) koncentrációjának mérése is. Nem elhanyagolható a lebegő, nehezen ülepedő, esetleg olajos, szuszpendált szennyezések ismerete sem. A kezelés kiválasztásakor a víz hőmérséklete is fontos szempont (Illés, 2003).

A szennyvíz - jellemzően káros - hatásait négy csoportba sorolhatjuk (Horváth, 1991):

- Káros a csatornahálózatra:
 - o roncsolja a csatornák és csatlakozó szerelvények anyagát,
 - o lerakódásokat, dugulásokat okoz,
- Káros a szennyvíztisztítási technológiára
 - o előnytelen hatás a mechanikai, kémiai, ill. biológiai tisztítás fokozatára,
 - o rossz hatás az iszapkezelésre,
- Káros hatás a befogadóra:
 - o befolyásolja az biológiai, ökológiai és öntisztulási folyamatokat,
 - o hat a meder morfológiájára, vízkivételekre, műtárgyakra
 - o befolyásolja a mezőgazdasági felhasználhatóságot (pl.: öntözővíz)
- Károsan hat a talaj szerkezetére, minőségére és az ott lévő létesítményekre.

Látható, hogy a szennyvíz bármelyik összetevője, vagy jellemzője károsíthatja a csatornahálózatot vagy akár a végső befogadót is, így a megfelelő tisztítási technológia megtervezése kulcsfontosságú.

2.2. Ipari szennyvizek tisztítása

Az ipari üzemek vízgazdálkodásának része, hogy az általuk elszennyezett vizet kellően megtisztítva a technológiába visszavezetik, illetve közcsatornába, esetleg élővíz (tó, folyó) befogadóba engedik. Az utóbbi esetekben különösen fontos a megfelelő minőségi paraméterek ellenőrzése, hogy az elfolyó szennyvíz ne károsítsa az élővilágot és a hálózat műtárgyait, valamint a kommunális szennyvízzel együtt kezelhető legyen. A kibocsájtási határértékeket nem csak a befogadó jellege, vagy a kibocsájtás módja, de a szennyvizet eredményező technológia is befolyásolja, így fontos megkülönböztetni, hogy az anyagáram honnan és hova kerül (muszakiforum.hu).

A hazánkban érvényes jogszabály a 28/2004. (XII. 25.) KvVM Rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól. Az 1. számú melléklet technológiai határértékeket, a 2. számú melléklet a szennyvizek befogadóba való közvetlen bevezetésére vonatkozó, vízminőség védelmi területi kategóriák kategóriák (pl.: Balaton és vízgyűjtőjének közvetlen befogadói, Velencei-tó, Fertő-tó, Tatai tó, Tisza, Duna befogadói) szerint meghatározott kibocsátási határértékeket tartalmaz, a 4. számú melléklet pedig a közcatornába bocsájtható szennyvizek szennyezőanyag tartalmának küszöbértékeit szabja meg.

2. táblázat: Néhány szennyező közcatornába bocsájtható küszöbértéke

Szennyező megnevezése	Küszöbérték (mg/l)
Dikromátos oxigénfogyasztás (KOI_{Cr})	1000
Biokémiai oxigénigény (BOI_5)	500
Összes nitrogén (öN)	150
Összes só	2500
Összes foszfor	20
Szulfid	1
Szulfát	400

(28/2004. (XII. 25.) KvVM Rendelet nyomán)

Az emissziós határértékeken túl a környezet tényleges védelme érdekében imissziós tényezőkre egyaránt ügyelni kell. Ilyen például az átlagos szennyvíz mennyiségének és a befogadó mértékadó vízhozamának aránya, a szennyvíz lebomlási jellemzői és a bevezetés módja is.

A tisztítási technológia kiválasztásakor számos szempontot kell figyelembe venni és már a korai szakaszban érdemes a hasznosítható anyagok visszanyerésére is gondolni. A tisztítási lépcsők kiválasztásához nélkülözhetetlen az ipari tevékenység pontos ismerete, de általánosságban elmondható, hogy a szennyezések jellegétől függően mechanikai és kémiai eljárások kombinációjával találkozhatunk (3.táblázat). Természetesen kivételt képeznek a magas szervesanyag tartalmú (pl.: élelmiszeripari) szennyvizek, ahol a biológiai tisztítás kerül középpontba, de dolgozatomban ezzel a témakörrel nem foglalkozom.

3. táblázat: A szennyvíztisztítás néhány lehetséges módjai

Működési elv	Tisztítási eljárás
Mechanikai kezelés	Ülepítés - homokfogó - statikus ülepítő (pl.: ülepítő kád) - dinamikus ülepítők (pl.: Dorr medence) - egyéb (pl.: ciklonok, centrifugák) Szűrés - rácsok - mélységi szűrők - lepényszűrés Flotálás
Kémiai eljárások	Fémkiejtés - elemi alakban (pl.: elektrolízis) - vegyület alakban (pl.: kristályosítás) Ioncsere Extrakció Kicsapítás Membráneljárások
Biológiai eljárások	Aerob és anaerob tisztítási módok

(saját szerkesztés)

2.2.1. Fázisszétválasztás

A szennyvíztisztításban fázisszétválasztás alatt a szilárd szennyezők (0,45µm porozitású lappal leválaszthatóak) és a tisztított víz elkülönítését értjük. Két alapvető fajtájával, az ülepítéssel és a szűréssel, eltérő elvek szerint (sűrűség szerinti szegregáció/szilárd anyag visszatartás) valósítható meg a szeparáció (Takács, 2011).

Az ipari szennyvizek kezelése során a lebegő anyagok leválasztására szükség lehet még a kémiai kezelések előtt, valamint ha a reakció olyan jellegű, azaz csapadékot eredményez, akkor a folyamatot követően is. Ha a leválasztani kívánt szilárd szemcse mérete 0,1-0,2mm közé esik homokfogó használata célszerű. Ez előtisztítás során fordulhat elő. Ha a szemcse ennél kisebb hagyományos ülepítőre van szükség. Abban az esetben, ha a pelyhesítést - azaz koagulálást, flokkulálást - követően végezzük a fázisszétválasztást derítésről beszélünk. Végül a szűrést pedig akkor célszerű választani, ha a szemcseméret kicsi, 0,1mm alatti (Fonyó és Fábry, 2004).

I. Ülepítés

Ülepítés alatt a vízben lévő szilárd anyagi szemcsék folyadékfázistól való elkülönülését értjük, aminek oka, hogy anyagi tulajdonságaik (szemcseméret, szemcsealak, kompresszibilitási jelleg stb.) és a víztől való eltérő sűrűségük, valamint a ható erőtér miatt ülepedési végsebességgel jellemezhetőek. A folyamat során két termék (iszap és tisztított víz) keletkezik (1. ábra) (Takács és Faitli, 2011).



1.ábra: Az ülepítés sémája (saját szerkesztés)

Érdemes megjegyezni, hogy önmagában nem eredményez éles szétválasztást, ugyanis az elfolyó víz is tartalmaz az adott körülmények között ki nem ülepedő szemcséket. Másfelől viszont kiválóan alkalmas a nagyobb szemcsék eltávolítására a szennyvíz tisztítási folyamatának kezdetén, illetve híg szuszpenzió víztartalmának csökkentésére is, vagyis az iszapsűrítésre.

Az ülepedés jellegétől függően megkülönböztetjük a különálló, állandó mérettel rendelkező egységeket és a pelyhesedő, együtt ülepedő rendszereket. A meghatározható mérettel rendelkező szemeket gömb alakúnak feltételezzük és ülepedési sebességük meghatározásához a következő összefüggéseket alkalmazzuk (Takács és Faitli, 2011).

Lamináris áramlás ($Re < 1$) esetén:
$$v_{\ddot{u}} = \frac{d^2 \cdot (\rho_{sz} \cdot \rho_f) \cdot g}{18\eta}$$

Átmeneti tartományban:
$$v_{\ddot{u}} = \sqrt{\frac{4d \cdot \Delta\rho \cdot g}{3c \cdot \rho_f}}$$

Turbulens áramlás ($Re > 1000$) esetén:
$$v_{\ddot{u}} = 1,74 \sqrt{\frac{d \cdot \Delta\rho \cdot g}{\rho_k}}$$

- ahol:

$v_{\ddot{u}}$ [m/s] - ülepedési sebesség

d [m] – szilárd anyag szemcsemérete

ρ_{sz}, ρ_f [kg/m³] – szilárd és folyadék szemcse sűrűsége

$\Delta\rho$ [kg/m³] – a szilárd szemcse és folyadék fázis sűrűségének különbsége

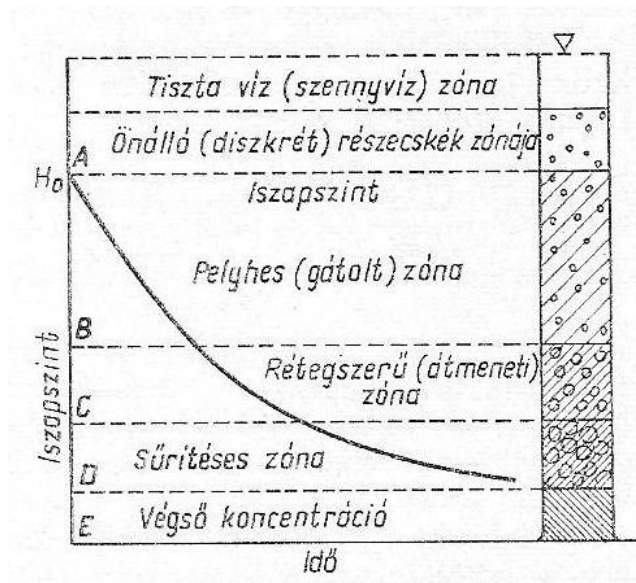
g [m²/s] – nehézségi gyorsulás

η [Pa s] – dinamikus viszkozitás

c [-] – közegellenállási tényező

Ha a szemcse formája mégsem gömb, akkor pedig az ülepedési sebességet egy alakfaktorról (ϕ) szorozzuk. A gömb esetében értéke 1, és minél inkább eltér a tökéletes formától, a tényező értéke úgy csökken (Fonyó és Fábry, 2004).

Pelyhesedő rendszerek esetében laboratóriumi kísérletek szükségesek az ülepedési sebesség meghatározására. A mérés során ülepedési görbét kell felvenni, azaz az eltelt idő függvényében lejegyezni az iszaptérfogatot (2. ábra).



2. ábra: A zónás ülepedés határfelületi szintjének süllyedése az idő függvényében (Öllös, 1987)

A pelyesedett részecskék az egymásra ható erők és a közöttük fellépő áramlások miatt rétegszerűen ülepednek, de egymással közvetlenül nem érintkeznek, csupán az ülepítés előre haladtával, a sűrítési zóna létrejöttével (Öllös, 1987). A 2. ábrán látható, hogy a kezdeti (lineáris) szakaszban még állandó sebességű az ülepedés. A szemcsék nem gátolják egymás mozgását. A későbbiekben azonban hátráltatottá válik a folyamat egészen az iszaptömörödéséig. Ebben az átmeneti zónában a koncentráció időben és térben fokozatosan nő a következő tartományig. Az ülepedési sebesség az első szakaszban számolható a szuszpenzió magasságának változása és az eltelt idő hányadosaként (Illés és társai, 1983).

Az ülepítő berendezéseket több féle szempont alapján csoportosíthatjuk.

Az erőter jellege szerint:

- gravitációs erőterben
- centrifugális erőterben (centrifugák, ciklonok)

Kialakítás szerint:

- egyszintes
- kettő (pl.: Imhoff medence) vagy többszintes (pl.: lamellás ülepítő)

Áramlástechnikai szempont szerint:

- statikus ülepítők (ülepítő kádak, medencék)
- dinamikus ülepítők:
 - o vízszintes átfolyású
 - hosszanti átfolyású (pl.: Lipcsei medence)
 - sugárirányú átfolyású (pl.: Dorr medence)
 - o függőleges átfolyású (pl.: Dortmund medence és Graever ülepítő)

Dinamikus ülepítők választása esetén külön figyelmet kell fordítani többek között a szuszpenzió bevezetésének és elvételének módjára, a víz sűrűségére és a gátolt ülepedés fellépésére is (Takács és Faitli, 2011). A megfelelő berendezés kiválasztása mindig a szennyvíz és benne lévő szilárd szemcsék jellegétől, tulajdonságaitól függ. A kívánt tisztítási hatások, a rendelkezésre álló hely és a gazdasági, gazdaságossági tényezők is befolyásolják a döntést.

.

II. Szűrés

A szűrés során a szennyvízben lévő szilárd szemcséket egy szűrőközeg tartja vissza. A pórusméreténél nagyobb szemcsék annak felületén vagy pórusaiban esetleg egy kisebb térfogatú folyadékban maradnak vissza (Takács és Faitli, 2011).

A szűrés oka, hogy a vízréteg nyomása a szűrőréteg alsó és felső szintjén eltérő. A nyomáskülönbség létrehozásának alapvető lehetőségei (Fonyó és Fábry, 2004):

- gravitációval
- szivattyúval
- vákuumszivattyúval.

Kezdetben a nyomáskülönbség a tiszta szűrőrétegbeli szűrőellenállás legyőzésére irányul, majd ehhez a kiszűrődött szemcsék ellenállása is hozzá adódik. A folyamat során a kiszűrődött anyag mennyiségével párhuzamosan a szűrőellenállás is nő (Öllös, 1987).

A szűrt víz mennyiségének meghatározásához a Carman-féle szűrőegyenlet ismerete szükséges (Fonyó és Fábry, 2004):

$$\frac{dV}{dt} = \frac{\Delta p \cdot A}{\eta \left(\alpha \cdot c \frac{V}{A} + R_m \right)}$$

ahol:

$V [m^3]$ – szűrlet mennyiség

$t [s]$ – szűrési idő

$\Delta p [Pa]$ – a szűrő két oldala között mérhető nyomáskülönbség

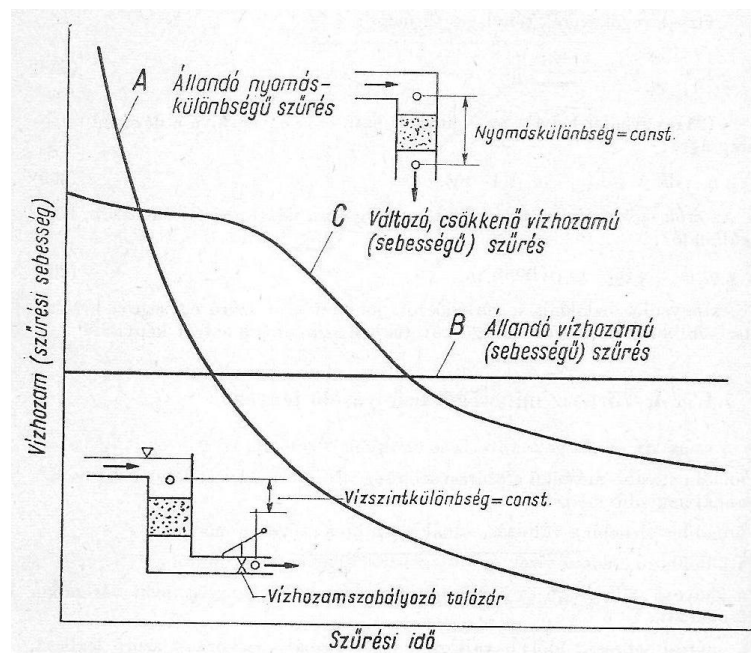
$A [m^2]$ – szűrőfelület

$\eta [Pa \cdot s]$ – szűrlet viszkozitása

$\alpha [m/kg]$ – fajlagos lepényellenállás

$R_m [1/m]$ – szűrőközeg ellenállása

A teljes szűrőrendszer ellenállásához a szűrőréteg ellenállása mellett az egyes berendezések (pl.: szűrőfej, csőköteg, szűrőfenék stb.) együttes ellenállása is hozzá járul.

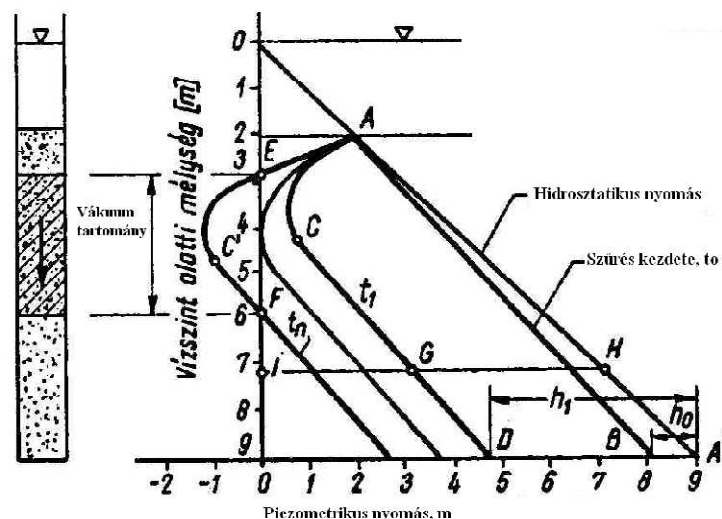


3.ábra: Jellegzetes vízhozam görbék (Öllös, 1987)

A rendszerben alkalmazott nyomáskülönbség módjától függően, többféle szabályozási mód ismert. Ilyen például állandó nyomáskülönbségű szűrő (víz és szennyvíztisztításban ritkán alkalmazott), az állandó vízhozamú (sebességű) szűrés és a változó (csökkenő) vízhozamú szűrés is (3.ábra).

A szűrő berendezések legfontosabb eleme természetesen maga a szűrőközeg. A viszonylag nagy ($>1\text{mm}$) szemcsék leválasztására (keresztrácsozat nélkül) egymástól azonos távolságra párhuzamosan elhelyezett, meghatározott keresztmetszetű fém pálcákat, **rácsokat** esetleg lyukasztott lemezeket, dobokat használnak. A pálcaközök nagyságától függően az egészen finom szennyezések eltávolítására is alkalmas a soron következő technológiai berendezések védelme érdekében (Illés és társai, 1983).

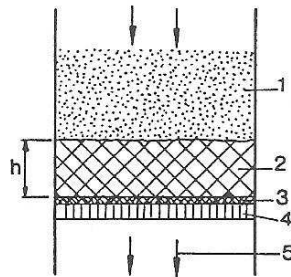
Szűrőközeggként alkalmazható szemcsés anyaghalmoz is. Az ilyen elveken működő **mélységi szűrők** hatékonyan képesek leválasztani a híg rendszerek ($10\text{-}20\text{mg/l}$) lebegőanyag tartalmát. A szűrőközeg egy szemcsés anyaghalmoz. Általában durva szemű kavicsból, homokból, esetleg műanyag granulátumból áll. A szűrés maga több hatás együttes eredménye. Fellép például a szita-, ülepítő-, adszorpciós hatás, valamint a befogás és tehetetlenség is. Az ilyen szűrők használatakor nélkülözhetetlen a szűrési nyomásgörbe ismerete (4.ábra), mivel a porózus közeg hajlamos az eltömődésre, ami nagy ellenállást eredményez a szűréssel szemben (Takács és Fajtli, 2011).



4. ábra: Mélységi szűrő elvi Michau nyomás diagramja (Öllös, 1987)

Ha a szűrő réteg nem teljesíti az optimális működéshez szükséges követelményeket, azaz a szűréshez szükséges nyomás lecsökken, illetve a szűrlet lebegő anyag tartalma megnő (pórusok eltömődését jelzi), visszaöblítésre, vagyis a közeg tisztítására van szükség (Illés és társai, 1983). Ha a feladott szennyvíz kis méretű lebegő anyagokat tartalmaz, akkor az úgynevezett lassú szűrést ($v_{\text{szűrés}}=0,1\text{-}0,4\text{m/h}$) kell megvalósítani. Egyéb esetben pedig a gyors szűrés ($v_{\text{szűrés}}=4\text{-}12\text{m/h}$) mellett kell döntenie (Fonyó és Fábry, 2004).

A szűrőközeg lehet egy műanyag, fém vagy textil, esetleg üvegszálból szövással előállított szűrőszövet, illetve szűrő test is. A **lepényszűrés**kor a szűrőszövet felületén egy a szuszpenzióban lévő durva szilárd szemcsékből álló lepény keletkezik, aminek pórusaiban a mélységi szűrés elv szerint a finomabb szemcsék fennakadnak (5.ábra).



5.ábra: A lepényszűrés egyszerűsített vázlata (1-szuszpenzió, 2-izaplepény, 3-szűrőközeg, 4-tartórács, 5- szűrlet) (Fonyó és Fábry, 2004)

A lepény mérete a szűrés során folyamatosan nő. Ebből pedig az következik, hogy az ilyen fázisszétválasztás energiát igényel. A nyomáskülönbség létrehozásának több módja ismert. Így megkülönböztetünk gravitációs-, vákuum-, centrifugális- és nyomó (prés) szűrést. Minden szennyvíz jellemezhető egy szűrhetőséggel, ami ha nem megfelelő különböző módszerekkel, például hígítással, a finom szemcsék koaguláltatásával esetleg szűrési segédanyagokkal javítható (Takács és Fajtli, 2011).

2.2.2. Oldattisztítás

Az ülepítés és szűrés után az oldott formában lévő szennyezők leválasztására még számos mód áll rendelkezésre, melyek közül néhány a 6.ábrán látható.



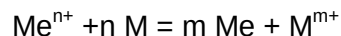
6. ábra.: Szennyezett oldat kezelésének lehetőségei (Bokányi és Paulovics, 2011)

I. Fémkiejtés

A fémkiejtés olyan hidrometallurgiai művelet, mely során az oldatban lévő fémet szilárd fázis alakban ejtik ki. Első lépésként az oldatot túltelítetté kell tenni az kinyerni kívánt anyagra nézve, majd le kell választani a szilárd fázist. A következő eljárások lehetővé teszik a fém kiejtését elemi, illetve vegyület alakban (Bokányi és Paulovics, 2011).

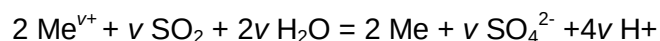
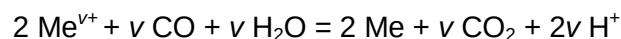
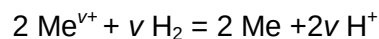
→ Fém kiejtése elemi alakban

A **cementálás** során az oldott fém ionját egy nála negatívabb elektródpotenciálú és kevésbé értékes fémmel redukálják. A folyamat csak akkor játszódik le, ha a cementáló szer (M) elektród potenciálja nagyobb, mint a fémé (Me). A redoxi reakció a következő egyenlettel írható le:



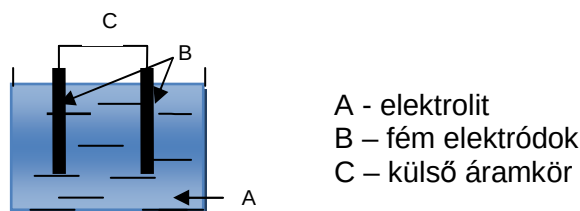
A cementálás a cementáló szer felületén zajlik le, a leváló fém vékony rétegben bevonja azt és körülötte a tapadó folyadékfilmben a kiejtett fém koncentrációja csökken. A diffúzió hajtóereje a koncentráció különbség, vagyis növelésével gyorsítható a reakció. Pozitív hatással van a sebességre továbbá a nagy diffúziós együttható (hőmérséklet) és érintkezési felület (aprítási fok), illetve a kis tapadó réteg vastagság. A gyakorlatban kiejtő szekrényben, keverő tartályokban, forgódobban vagy csatornában cementálnak és gyakran sora kapcsolt berendezéseket telepítenek (Horváth és társai, 1986).

A **nyomás alatti redukció** során a fémet redukáló gázzal (hidrogén, kén-dioxid, szén-monoxid stb.) vagy azok keverékeivel ejtik ki a vizes oldatból. A lejátszódó folyamatok a következők:



Egy konkrét fém kiejtésének lehetőségéről, a kialakuló egyensúlyokról egy adott elektród potenciál és pH érték mellett a Pourbiax-diagram ad tájékoztatást. Általánosságban elmondható, hogy a nyomás alatti redukció feltétele – hasonlóan a cementáláséhoz -, hogy redukálószer elektród potenciálja negatívabb legyen, mint a kiejteni kívánt fémé. Az eljárás nagy előnye, hogy az oldatból a fémek elektródpotenciáljuknak megfelelően sorban, szelektíven kinyerhetők (Horváth és társai, 1986).

Az **elektrolízis** folyamatához egy elektrokémiai rendszer létrehozása szükséges (7.ábra). Ennek része egy elektrolit, ami a reagáló anyagok vizes oldata. Az elektromos áram átadását szolgálja. Ebbe merül két darab fém elektróda, ami pedig biztosítja az elektronok átadását az elektrolit és a külső áramkör között. Végül az elektródok között egy külső áramkör biztosítja az áram áthaladását. Akkor beszélünk elektrolízisről, ha külső elektromos energia hatására a rendszerben kémiai átalakulás megy végbe (Horváth és társai, 1986).



7. ábra: Az elektrokémiai rendszer vázlata (saját szerkesztés)

Az elektród potenciál a normál elektródpotenciálból és az aktuális koncentrációtól (aktivitástól) függő tagokból tevődik össze:

$$e = e^0 \pm \frac{RT}{vF} \ln I$$

A leválasztás feltétele, hogy mindig a leválasztani kívánt fémion rendelkezzen a legpozitívabb elektródpotenciállal. Ez magába foglalja azt is, hogy a víz disszociációjából származó hidrogén ionok normál elektródpotenciálját ($e^0_{H_2}=0$) is meg kell haladnia. Mindez negatív elektródpotenciállal rendelkező fémek esetében okozhat gondot. Általában a kritikus határ a -1,5V, de léteznek eljárások a fém koncentrációjának növelésére és a hidrogén elektródpotenciáljának csökkentésére is (Horváth és társai, 1986).

➔ Fémkiejtés vegyület alakban

Az oldatban lévő fémek kiejthetők **rosszul oldódó só** (oxid, hidroxid, szulfid, normál só, bázikus só stb.) **alakban**. Az eljárás lényege, hogy a körülményeket úgy változtatják meg, hogy a leválasztani kívánt vegyület oldhatósága csökkenjen. Az egyik legegyszerűbb mód erre a pH megváltoztatása, illetve olyan - reagensek adagolása, amik rosszul oldódó termékeket eredményeznek. A felhasznált vegyszerek közé viszonylag gazdaságosan beszerezhető vegyületek (pl.: nátrium-hidroxid, kalcium-hidroxid, nátrium-szulfid, kalcium-

karbonát stb.) tartoznak. Ügyelni kell arra is, hogy a keletkezett csapadék jól ülepedő, vagy könnyen szűrhető legyen. Ha szükséges, igény szerint tovább kell alakítani azt (Horváth és társai, 1986).

A szennyező fém **adszorpcióval** is kiejthető, ugyanis léteznek olyan elemek, mint például a vas, vagy alumínium, amik könnyen hidrolizálnak és kolloidális méretű csapadékot képeznek. Ezekre a kis méretű, így nagy fajlagos felülettel rendelkező szemcsékre jelentős mennyiségű fém ion (ón, arzén, tellur stb.) adszorbeál.

Kristályosításnak nevezzük azt a műveletet, amikor a hőmérséklet változtatásával tesszük túltelítetté az oldatot az adott fémsóra nézve, amiből a fémvegyület kikristályosodik. A folyamat során apró magok keletkeznek, amik középpontként szolgálnak a kristályosodásnak (Fonyó és Fábry, 2004). A gyakorlatban általában telítetlen híg oldatból kell a fémet kinyerni, azonban a kristályosodás csak túltelített oldatból indul meg, így első lépésként a víz elpárologtatásával növelni kell a fémsó koncentrációját. A forráspont elérése után megkezdődik az intenzív párolgás (a reakció a forrásgörbén halad) majd a hűtés hatására telítődik az oldat. Ha tovább hűtjük, a rendszer megkezdődik a kristályosodás. Érdekes az eltávozó vízgőz hőtartalmát a rendszer felfűtésére visszafordítani. Több fémsót tartalmazó oldat esetében a frakcionált kristályosítás akkor hajtható végre, ha eltér azok oldhatósága (Horváth és társai, 1986).

II. Ioncsere

Az ioncserés eljárás lényege, hogy a vizes fázist, vagyis a cél iont (leggyakrabban fém iont) tartalmazó oldatot egy abban nem oldódó szilárd szerves fázissal (ioncserélő műgyanta) érintkeztetik. A módszer akkor sikeres, ha a fémion egyensúlyi koncentrációja nagyobb a szerves fázisban, mint a vizes oldatban, mert így az, ez utóbbiból könnyen eltávolítható. A művelet eredményességét a megoszló ion koncentrációjával ellenőrizhetjük (Horváth és társai, 1986). A folyamat jellegéből adódik, hogy a telített műgyanta regenerálható, vagyis híg savas vagy lúgos oldattal eltávolíthatóak a megkötött ionok (Illés, 1972).

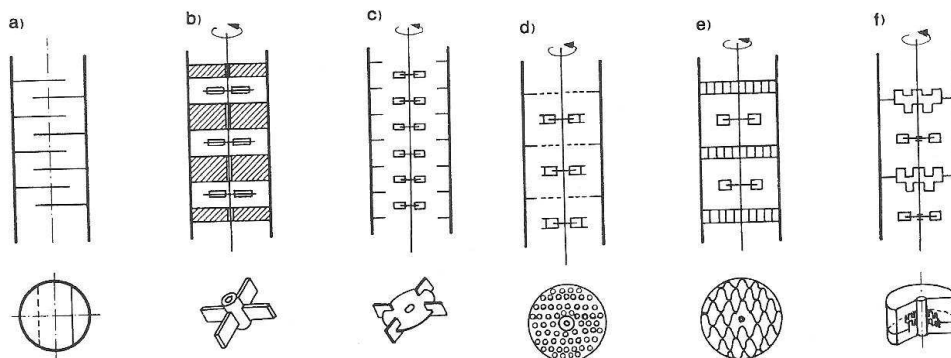
Az ionit, vagyis az ioncserélő szilárd fázis pozitív vagy negatív töltésű ionos csoportokat tartalmaz és képes az ezekhez csatlakozó ellenionokat más hasonló ionokra cserélni. Bár előfordulnak a természetes formában is (pl.: zeolit, hidotalcit) a leggyakrabban mesterségesen előállított műgyantákat alkalmazzuk, amiből 0,5-1,2mm átmérőjű gyöngyöket képeznek (Bokányi és Paulovics, 2011). Általánosságban elmondható, hogy a

kationcserélő műgyanták aktív csoportjai szulvosav-, karboxilsav-, foszforsav csoportok, az anioncserélő gyantáké pedig erősen bázisos ammónium- vagy gyengén bázisos amin csoportok. Ma már léteznek kelátképző ioncserélő gyanták is, amik szelektívek egy adott kationra (Horváth és társai, 1986).

Az ioncserélő berendezések lényegében abban különböznek, hogy miként hozzák létre az érintkezési felületet az ionit és az oldat között. Megkülönböztetünk statikus és dinamikus (ionit mozgásban van) módszer elvén működő eszközöket, illetve szakaszos és folyamatos üzemű reaktorokat (Horváth és társai, 1986).

III. Oldószeres extrakció

Az oldószeres, más néven folyadék- folyadék, illetve szolvens extrakció alkalmas vizes oldatok komponenseinek szétválasztására egy, az oldattal nem elegyedő folyadék (oldószer) segítségével (Fonyó és Fábry, 2004). Az eljárás az ioncserével rokon művelet, viszont itt az extrahálószer (aktív szerves anyag) inert oldószerben oldva használják, azaz az érintkező fázisok mindegyike folyadék.

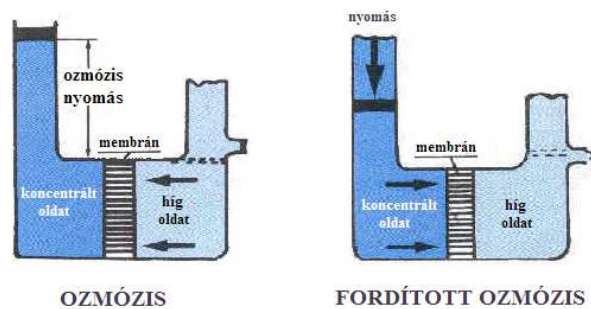


8.ábra: Extrakciós oszloptípusok (a- terelőlemezes, b- Scheibel oszlop, c-Mixco oszlop, d- Kühni oszlop, e-EC oszlop, f-RZE oszlop) (Fonyó és Fábry, 2004)

Az extrakció végrehajtása után a szerves fázist extraktumnak, a vizes fázist raffinátumnak nevezzük. A célkomponenseket az extraktum tartalmazza. Innen ún. fosztó oldattal nyerhetők ki újra, immár koncentráltabban vizes fázisba (reextrakció). Az oldószer e közben regenerálódik (reextraktum) és újra felhasználhatóvá válik. A reakció hatásfokát a megfelelő keverés biztosítása is növeli, ezért a legegyszerűbb berendezések egy keverő és egy ülepítő egységből állnak, amikből természetes több egység is sorba kapcsolható (8.ábra). Léteznek permetező és lüktető oszlopok is, amikben a két folyadék fázis ellentétesen irányba halad (Horváth és társai, 1986).

IV. Membráneljárások

A membráneljárások közül – habár hazánkban nem túl elterjedt - érdemes megemlíteni a **fordított ozmózist** (RO), mely során a két különböző töménységű oldat egy félig áteresztő membránnal van elválasztva és csak a tiszta oldószer (esetünkben víz) molekulái képesek rajta átjutni. Ha nyomást gyakorolunk a rendszerre, az áramlás nem a híg rendszer felől indul meg, hanem a koncentráltabb oldat fog tovább töményedni (9.ábra).



9.ábra: Az ozmózis és fordított ozmózis (Bokányi és Paulovics, 2011)

A membránok természetes eredetűek (pl.: cellulóz-acetát) és szintetikusak (pl.: polipropilén) is lehetnek. A fordított ozmózist leggyakrabban vizek sótalanítására használják, de alkalmas papírgyártó iparból származó szennyvizek kezelésére is. Galvánipari öblítővizek tisztítására csak több lépésben alkalmazhatóak (Bokányi és Paulovics, 2011).

Az **elektrodialízishez** ioncserélő gyantából készült membránokat használnak. Ezek vezetik az elektromos áramot, de csak anyaguknak megfelelő töltéseket engednek át magukon. Az anion és kation cserélő egységeket váltakozva helyezik el, így azok egyfajta kamrát képeznek az elektromos térben. A szomszédos kamrákban dúsulás/hígulás jön létre, mivel a kationokat például átengedi a kationcserélő membrán, de a következő anionáteresztő már visszatartja. A gyakorlatban csupán a nátrium-klorid elektrolízise terjedt el a magas anyag- és üzemeltetési költségek miatt (Bokányi és Paulovics, 2011).

A fejezetben számos tisztítási eljárást ismertettem. Ahogy 2.2.1. fejezetben említettem az ülepítés témaköréhez kapcsolható a derítés folyamata, ami a dolgozat szempontjából nagy jelentőséggel bír, ezért a következő fejezetben részletesen foglalkozom vele.

3. Koagulálás, flokkulálás

A koagulálás és flokkulálás alkalmas a vízben lévő kolloid méretű szerves és szervetlen szennyezők leválasztására. A koaguláló szer hatására a finom szilárd szemcsék felületi töltése csökken, így azok irreverzibilisen összetapadnak, koagulummá állnak össze. A flokkulálás ezt követően ezeket a nagy méretű szemcséket tapasztja össze könnyebben ülepedő, nyíróerőkkel szemben ellenállóbb szemekké, flokkulumokká. A hatásmechanizmushoz hozzá tartozik a precipitálás is. A flokkulációs folyamat rezervibilis aggregációnak tekinthető, mivel a részecskéket összetartó erők gyengék, a kolloidok keveréssel újra diszpergálhatók (Patkós, 2007).

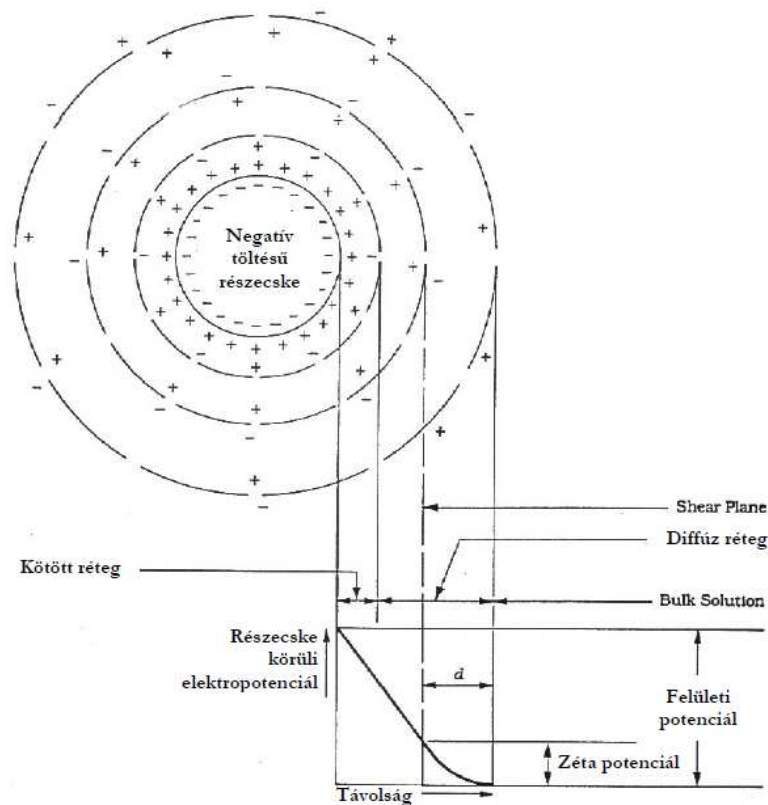
A leggyakrabban alkalmazott vegyszerek közé fémsók, elektrolit sók (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}) oldatait és polielektrolitokat sorolhatunk. A koagulálás akkor hatékony, ha tisztított víz összes keménysége nagyobb, mint 5nk° és hidrogénkarbonát-ion tartalma minimum $0,5\text{mekv/l}$ (Bokányi és Takács, 2011).

A koagulálás, flokkulálást és az ezt követő ülepítést (derítés) a szennyvíztisztításban utókezelésként alkalmazzák a finom méretű pelyhek eltávolítására (Öllös, 1998).

3.1. A jelenség alapja

Habár a kolloidok alapvető tulajdonsága a stabilitás léteznek olyan termodinamikailag instabil (irrezervibilis) kolloidok (pl.: agyagásványok, fémsók), amik viszonylag rövid idő alatt pelyhesíthetőek. Ilyen esetben a Brown mozgás önmagában is elegendő ahhoz, hogy a szilárd fázist egyenletes eloszlású diszperz állapotban tartsa a folyadékban. A részecskék kinetikai energiája miatt bekövetkezik a spontán, perikinetikus koaguláció, de csak rendkívül lassan (Öllös, 1987).

Néhány specifikus kémiai kölcsönhatás, a szelektív beoldódás, illetve a kristályrácsban való atomok behelyettesítése miatt felületi töltés alakul ki a finom diszperz szilárd részecskék felületén (10.ábra). Ez az elektromos réteg befolyásolja a liofób kolloid diszperzió stabilitását. (Patkós, 2007). A folyadék fázisban ez a töltés elektromosan semlegesítődik az oldott ionok, vízionok vagy a víz molekula dipólusai által. Ennek magyarázata, hogy a semlegesítő mező olyan szoros adszorpciós réteget képez, ami a szilárd részecske elmozdulásakor vele együtt halad. A részecske elmozdításakor a gyengébb (diffúz réteg) és az erősebb (Stern réteg) réteg határán mért potenciált elektrokinetikai vagy **zeta-potenciálnak** nevezzük (Erdey, 1972).



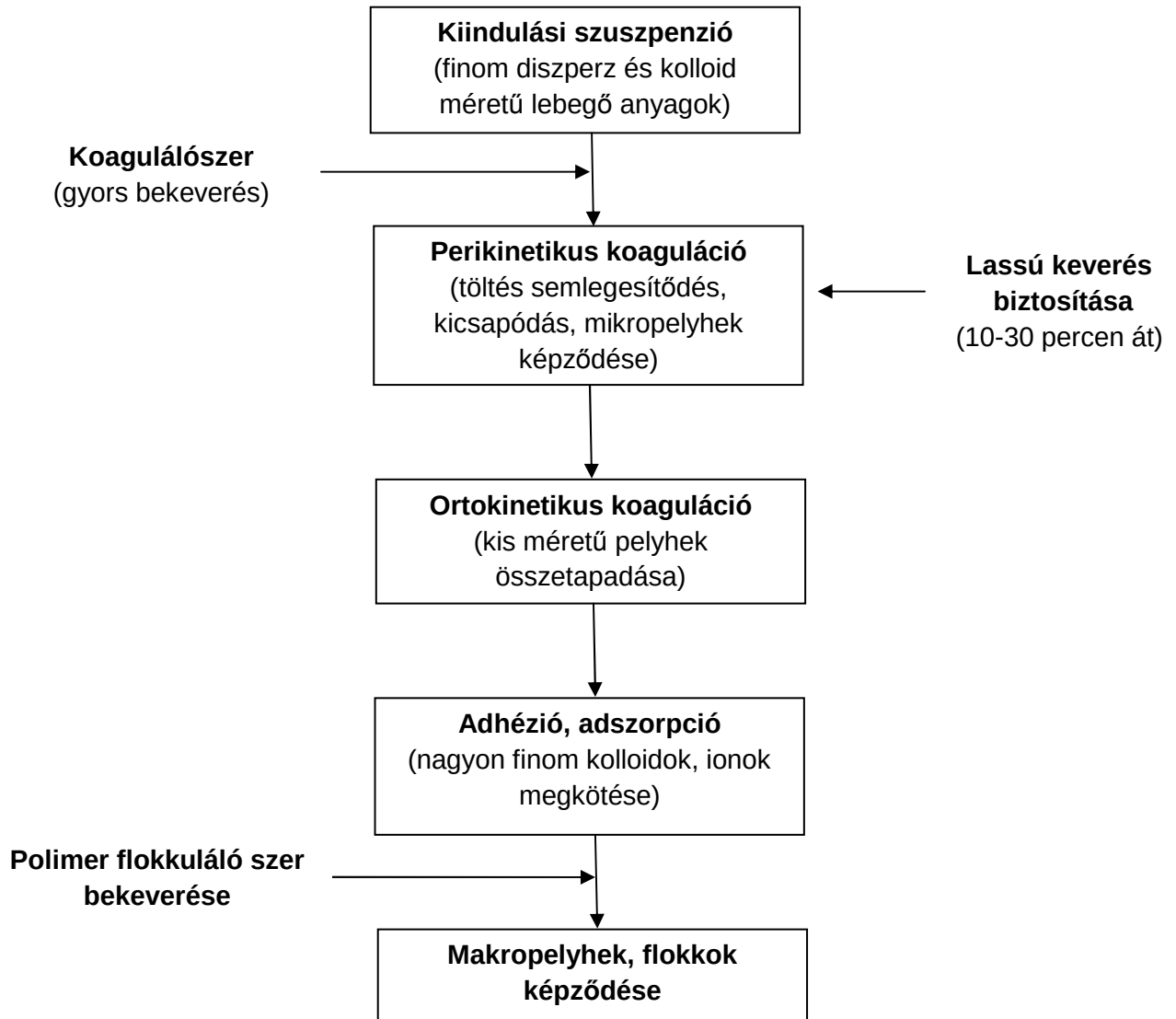
10 ábra: Az elektromos kettős réteg és a zeta potenciál (Bokányi és Takács, 2011)

Az egyes részecskék között lévő potenciális energia az azokat körülvevő kettős rétegek közötti taszítástól vagy a van der Waals erők okozta vonzástól függ. Ha távol vannak egymástól, illetve töltésük kellően nagy, akkor az azonos elektromos töltéssel rendelkező részecskék kölcsönösen taszítják egymást. Ha viszont kicsi, vagyis abszolút nagyság szerint 3-5mV közötti, akkor a London - van der Waals erők, tehát a vonzó kölcsönhatások dominanciája érvényesül. Ilyenkor a részecskék spontán aggregálódnak. Értelmezhetően, ha a részecskék ülepedését kívánjuk elősegíteni, csökkenteni kell felületi töltésüket (Bokányi és Takács, 2011).

Megfigyelték, hogy ahogy a részecskéket közelítjük egymáshoz a potenciális energia egy maximumig nő, majd megfelelő közelségben (itt már a van der Waals erők dominálnak) hirtelen lecsökken. Ez a minimum pont jelzi a koagulációt. Ha nagy az oldat ionerőssége már egy távolabbi pontnál is észlelhető egy sekélyebb minimum, ami a flokkulációnak felel meg (Patkós, 2007).

3.2. A koagulálás, flokkulálás folyamata

A szilárd részecskék koagulációs folyamata több lépésre osztható. Ezek mindegyike látható a 11. ábrán.



11.ábra: A szilárd részecskék koagulációjának folyamata (saját szerkesztés)

Magának a koaguláló szernek a rendszerhez való gyors keverése csupán néhány percet vesz igénybe. 1-2 perc intenzív keveréssel elérhető, hogy a keletkező oxónium ionok (H_3O^+) találkozzanak a hidrogén-karbonát ionokkal (HCO_3^-).

Az első lépcső, az úgynevezett **perikinetikus koagulálás** fizikai-kémiai folyamat. Ebben a fázisban elsőként a finom diszperz és kolloid részecskék felületi töltése csökken, esetleg semlegesítődik a koaguláló elektrolitok szilárd felületen való megkötődése miatt.

Ilyenkor az oldat zavarossága nő (kicsapódás pozitív töltésű kolloiddal) majd csökken (mikropelyhek képződése) (Bokányi és Takács, 2011).

A 2. részfolyamat, vagyis az **ortokinetikus koagulálás** már főleg fizikai-kémiai jellegű. A fázis lényege hogy lassú keveréssel (10-30 perc) biztosítsuk a mikropelyhek ütközését, összetapadását így elősegítsük méretbeli növekedésüket. A makropelyhek képződése nyomán az oldat zavarossága tovább csökken. Fontos, hogy a keverés nem lehet túl erőteljes, mert akkor a pelyhek aprózódása következik be, ugyanakkor a keverés megszüntetése után a pelyhek újra összeállhatnak (Bokányi és Takács, 2011).

A 3. lépcső, az **adhézió** során a víz tovább tisztul. A kialakuló pelyhek adhézióval és adszorpcióval megkötik a rendszerben lévő nagyon finom kolloidokat és ionokat (Bokányi és Takács, 2011).

Utolsó lépésben **makropelyek és flokkok alakulnak ki**. A pelyhek ilyen méretűre való növelése polimerek, óriás molekulatömegű, hosszú szénláncú flokkulálószerrel hozzáadásával érhető el. Ezen adalékok hatása olyan gyors, hogy elegendő az áramló szennyvízhez adagolni. Néhány esetben önállóan is (Bokányi és Takács, 2011).

3.3. A folyamatot befolyásoló tényezők

A flokkulálást és koagulálást a többek között a mechanikai körülmények, a szennyvíz tulajdonságai (pl.: kolloid tartalom, hőmérséklet, részecskék zeta-potenciálja), a derítőszer mennyisége és minősége határozza meg.

Már a vegyszer adagolásakor is körültekintőnek kell lenni, ugyanis olyan intenzív keveredést kell létrehozni, amivel biztosítani lehet a vegyszer homogén eloszlását és aktív, reakcióképes állapotuk megőrzését egyaránt. A primer aggregátumok kialakulása után már lassú keverés is elegendő a pelyhek méretének növeléséhez. A keverési sebességet a folyadékban kialakuló sebesség gradiens alapján optimalizálni kell. A pelyhek aprózódását elkerülendő, fontos a keverési idő meghatározása is (Öllös, 1987).

Mivel a vízben lévő kolloidok töltése és a derítő vegyszerek ionformája mind pH függő, a megfelelő pH intervallum tartása nélkülözhetetlen

3.4. A leggyakrabban használt koaguláló és flokkuláló vegyszerek

A víztisztításban a töltések semlegesítésére leggyakrabban hidrolizáló sajátosságokkal rendelkező háromértékű fém sókat (Al^{3+} és Fe^{3+} ionokat) használnak, ugyanakkor egyre elterjedtebbek a nagyobb pelyhek létrehozására is alkalmas polielektrolitok is.

A derítőszeres koloid-destabilizáló (pelyhesítő) hatása három módon jelentkezhet:

- a diffúz réteg összenyomása;
- a szilárd részecskék kémiai csapadékba való beépülése;
- valamint az adszorpció és a szemcsék között kialakuló hídkötés révén (Öllös, 1987)

3.4.1. Szervetlen koaguláló szerek (vas és alumínium sók)

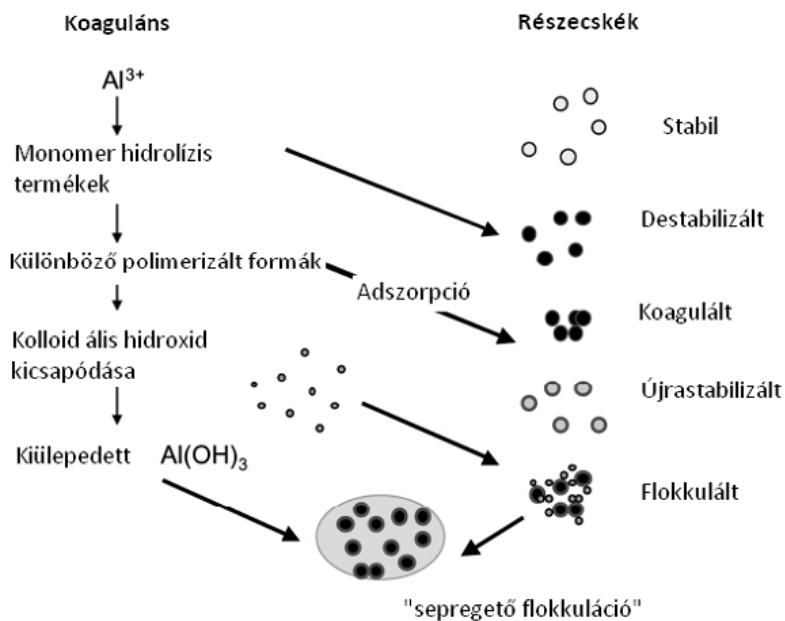
A szervetlen koaguláló szerek közül a vas (III) és alumínium (III) sók bírnak nagy jelentőséggel. Ezek olyan pozitív töltésű közbenső termékeket (polihidroxid vegyületeket) képeznek a vízben, amik képesek semlegesíteni a kolloidok negatív töltését. Az átmeneti vegyületek később fokozatosan elvesztik töltésüket, majd szorbeálva a kolloidokat rosszul oldódó hidroxid pelyheket képeznek. Ezek makroszkópikus csapadékként kiválnak a rendszerből. A reakció során valójában a közbenső termékek, az úgynevezett fém-hidroxid komplexek képesek pozitív töltésükkel semlegesíteni a negatív töltésű lebegő részecskéket, továbbá alkalmasak azok koordinációs kémiai kötésére is. Fellép még az adszorpció kötő hatása és a polimerizáció is. Az így létrejött térhálós alakzatok pozitív töltése mindaddig megmarad, amíg az $\text{Al}:\text{OH}=3:1$ arány fenn nem áll (Bokányi és Takács, 2011).

A lejátszódó részfolyamatok az alumínium sók példáján keresztül a következőképpen írhatók (Bokányi és Takács, 2011):

1. A koaguláns hidrolízise (monomer, polimer egységek és oldhatatlan hidroxidok képződése).
2. Töltés semlegesítés (az Al^{3+} és poli-ionok adszorpciója a negatív koloid részecskéken).
3. A szerves anyagok adszorpciója (az újonnan kiüledett $\text{Al}(\text{OH})_3$ felületére).
4. Heterokoaguláció (résztevők: pozitív töltésű $\text{Al}(\text{OH})_3$ és a szennyezők negatív töltésű részecskéi).

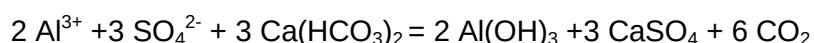
5. Sepregető koaguláció (a folyamatosan növekvő, ülepedő $\text{Al}(\text{OH})_3$ részecskéi között a szennyezők mechanikai befogása).

A fentebb ismertetett folyamat a 12. ábrán is látható.



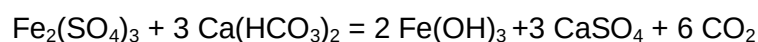
12. ábra: A koagulálás folyamata az alumínium sók példáján keresztül
(Bokányi és Takács, 2011)

A folyamatot a víz változó keménysége is befolyásolja. A bruttó egyenlet a következő:



A szén-monoxid (CO_2) gáz alakban távozik a vízből, vagyis az egyensúly az alumínium-hidroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$) képződésének irányába tolódik el (vkkt.bme.hu)

A koaguláció szempontjából előnyösebb vas (III) sókat alkalmazni. Ekkor a folyamat a következőképpen írható le:



A vas sók sokkal szélesebb pH spektrumban használhatóak. Alsó határként a pH=5,5 érték szolgál. Felső határ a kicsapódás szempontjából nem lehatárolható, viszont a színező hatás megszüntetése csak pH=8 érték felett lehetséges.

A Schulze-Hardy szabály (vegyértékűség szabály) szerint a koaguláltatáshoz szükséges ion mennyiségét a befolyásolja annak töltése, vagyis minél nagyobb töltéssel rendelkezik, annál kevesebb adagra van szükség a folyamathoz.

A derítés hatékonyságának növelésére számos mód áll rendelkezésre, például a szervesetlen koaguláló szer mellé polimerek adagolása. Néhány eljárás során segédanyagokat is használnak. Ilyen például a Cykloflok eljárás, ahol a flokkok fajsúlyát homokkal növelik. Az agyagásványok szorpciós tulajdonságaik révén kiválóan alkalmasak a pelyhek méretének növelésére, szennyező anyag eltávolításra (Öllös és társai 1983). A Flygotol eljárás során a Na-bentonit szemcséinek nagy fajlagos felületét, jó szorpciós tulajdonságait és duzzadásképpességét aknázzák ki. Meg kell említeni, hogy ma már léteznek olyan derítőszer (pl.: $\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n}$) is, amik a háromértékű fémiont szervesetlen polimer formájában tartalmazzák (Bokányi és Takács, 2011).

3.4.2. A polielektrolitok

A makromolekulák többnyire kémiaiilag hasonló, ismétlődő egységekből (kovalens kötéssel kapcsolódó atomokból) felépülő molekulák. A polielektrolitok pedig olyan töltéssel rendelkező makromolekulák, amik disszociálabilis csoportokat tartalmazó monomerekből állnak (Dobrynin, Rubinstein, 2005). Töltésük a disszociáció fokától függ, illetve maga a tény, hogy töltéssel rendelkeznek, számos fontos tulajdonságot befolyásol. Ilyen például a stabilitásuk, duzzadáképpességük, viszkozitásuk és az elektroforetikus vándorlási sebességük. (Mezei, 2008).

A polimerek több szempont szerint csoportosíthatóak. Előfordulhatnak:

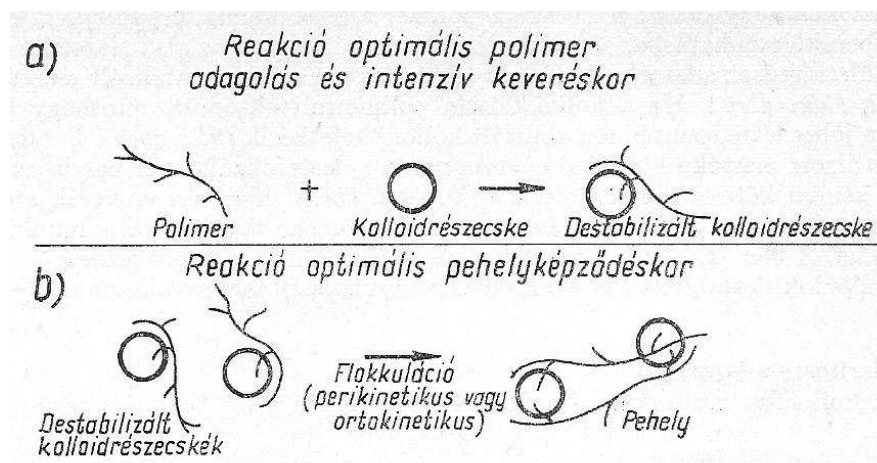
- természetes (pl.: fehérjék, nukleinsavak) vagy szintetikus eredetű (pl.: poliakrilátok);
- szerves vagy szervesetlen (pl.: polyszilikátok);
- lineáris vagy elágazó láncú;
- kationos/anionos/nem ionos jellegű disszociációs csoporttal rendelkező nagy molekulatömegű vegyületek.

Oldatbeli viselkedésüket az oldat ionerőssége és a molekulán lévő effektív töltés nagysága határozza meg. Ha az egyes felületi molekulák és a polielektrolit szegmensek között nem lép fel vonzó kölcsönhatás a makromolekulák adszorpciója elhanyagolható (Dobrynin, Rubinstein, 2005).

A szennyvíztisztításban polielektrolitokat vízoldható vegyszerekként, viszonylag nagy pelyhek létrehozására, illetve azok méretének, és növekedési sebességének változtatására alkalmazzák. Annak ellenére, hogy a kationos polielektrolitok önmagukban is alkalmasak töltés semlegesítésre, használatuk – gazdasági okok miatt – nem túl elterjedt a gyakorlatban, csupán iszapkezeléskor alkalmazzák őket. Hátérbe szorulásukat az is magyarázhatja, hogy a természetben nem fordulnak elő és mérgezőek is. Molekula tömegük jellemzően $<10^5$ (Mezei, 2008).

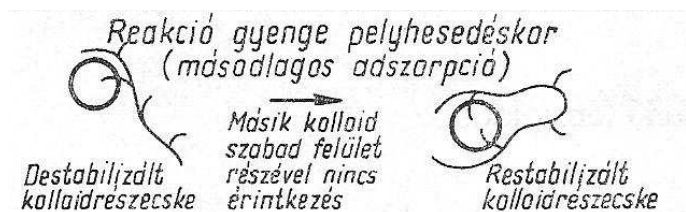
Az anionos és nem ionos polimereket a szervesetlen koaguláló szerekkel együtt alkalmazzák. A folyamatban hídkötő és erősítő szerepet töltenek be. Molekula tömegük 10^6 - 10^7 nagyságrendű. A szorpciós csoportot az anionos polielektrolitok diffúz kettős réteg ellentétes töltésű ionjaival, a nem ionosak pedig hidrogén hidakkal létesítene (Öllös, 1998).

Ahogy a 13. ábrán is nyomon követhető a polielektrolit molekula egy része szorbeálódik a szilárd részecske felületén, mikropelyhek jönnek létre. A másik, szabadon mozgó része pedig a vízben egy újabb kolloidhoz kötődik egyfajta hidat képezve a pehelyegységek között (13.ábra). A jelenség a mikropelyhek hálósodását eredményezi (Öllös és társai 1983).



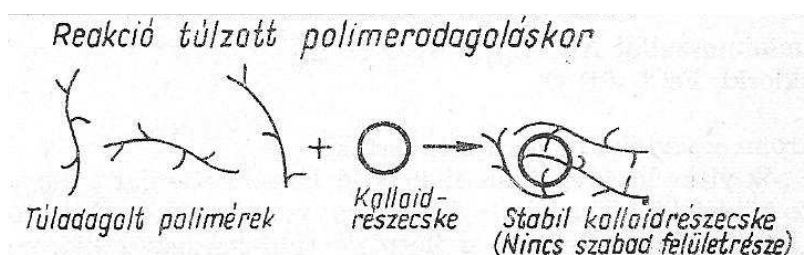
13. ábra: Pelyhesedési reakció optimális működés esetén (Öllös, 1987)

A 14. ábrán látható, hogy ha egy kolloid részecske nem kerül időben kapcsolatba a polimer szabad kémiai csoportjával, akkor az, az eredeti részecske egy másik szabad felületéhez kapcsolódik (másodlagos adszorpció), vagyis nem jön létre hídkötés (Öllös, 1987).



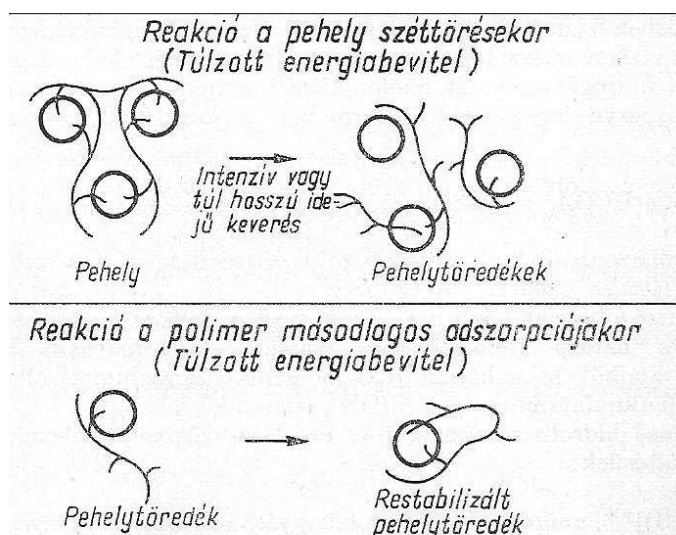
14. ábra: Reakciós gyenge pelyhesedéskor (Öllös, 1987)

Ha a részecske felszíne telítődik szintén nem alakul ki hídkötés, vagyis az előzőekhez hasonlóan újra restabilizált kolloid keletkezik (Öllös, 1987). A reakció látható a 15. ábrán.



15. ábra: Reakció túlzott polimeradagoláskor, a hibás üzemeltetés következménye (Öllös és társai, 1983)

Előfordulhat, hogy a pelyhesedett rendszer kötése széttesnek (16. ábra). Ennek oka a hibás üzemeltetés, mint például az erős vagy hosszú idejű keverés (Öllös, 1987).



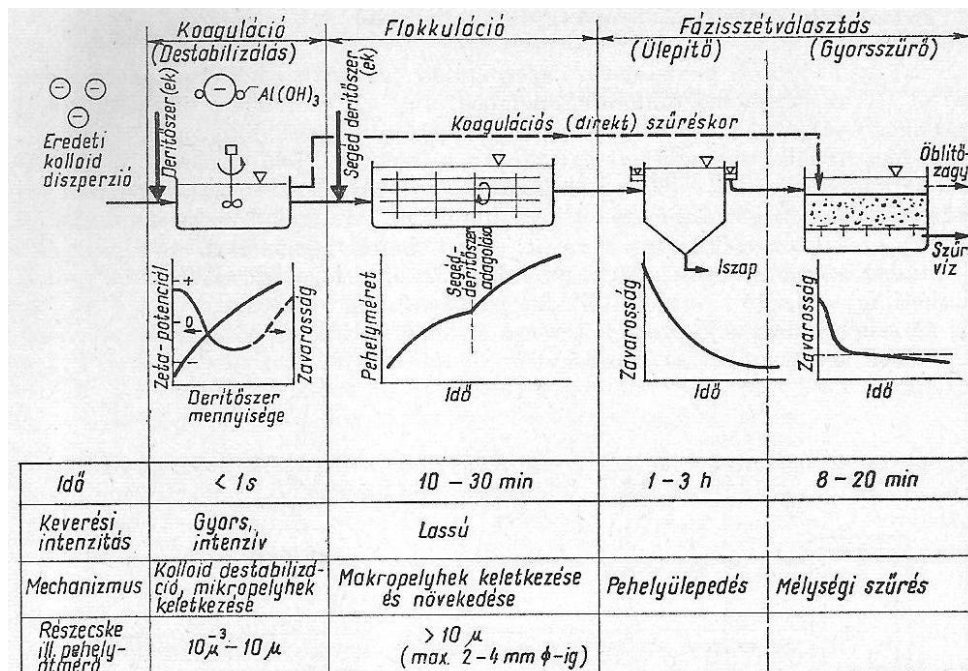
16. ábra: A túlzott energia bevitel negatív hatása (Öllös és társai, 1983)

Megfelelő üzemeltetés esetén a polielektrolitokkal létrejött makropelyhek jelentősen tömörebb szerkezettel és nagyobb mérettel rendelkeznek, vagyis sokkal

eredményesebben ülepíthetőek, mint a 3.4.1. fejezetben bemutatott fémhidroxid pelyhek. A polielektrolitok alkalmazásának másik előnye, hogy a pelyhesítés - a lassú bekeverés után – pillanatszerűen végbe megy, valamint a folyamat sokkal kevesebb fajlagos koagulálószer szükséglettel elvégezhető.

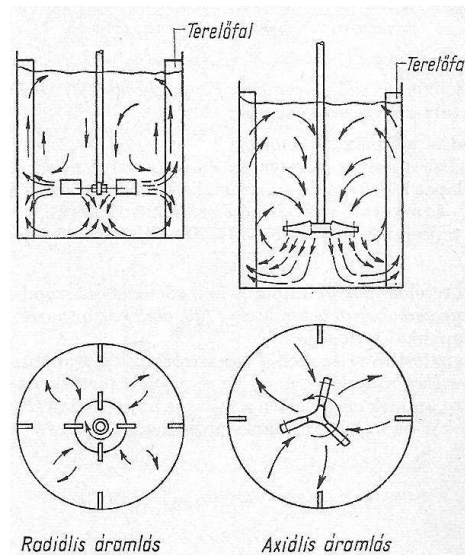
3.5. A derítő berendezések

A derítéshez szükséges berendezéseket úgy kell megválasztani, hogy biztosított legyen a koaguláció (pelyképződés), flokkuláció (pelyhek méretének növelése) és a fázisszétválasztás (ülepítés, szűrés) folyamatainak összhangja (17. ábra).



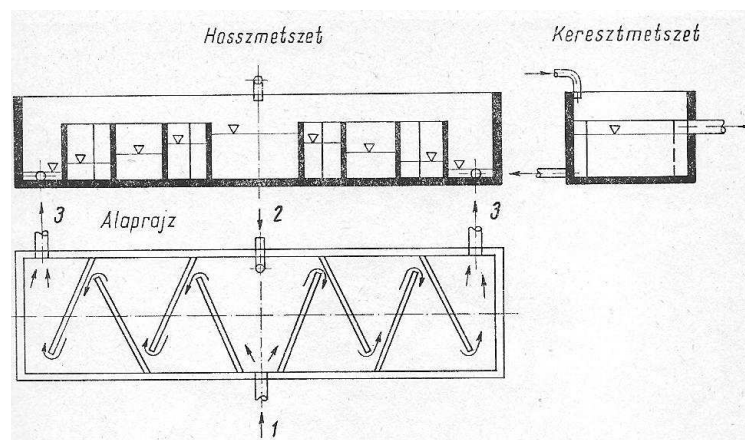
17.ábra: A derítés folyamata (Öllös, 1987)

A pelyhesítés szempontjából a **vegyszerek bekeverésének** lényeges szerepe van. Biztosítani kell a gyors keveredést annak érdekében, hogy a koncentráció eloszlás egyenletes legyen, ugyanakkor ügyelni kell arra is, hogy a restabilizált kolloidok létrejöttét, illetve a kialakuló pelyhek töredezését elkerüljük. A derítő szer adagolható gépi mechanikus bekeverővel (18. ábra). A keverő lapátok kialakításának függvényében radiális és axiális jellegű áramlás jöhet létre, de mindez megoldható terelő kúp beszerelésével is (Öllös, 1987).



18.ábra: A keverőlapátos vegyszerbekeverő (Öllös, 1987)

Nagyobb üzemekben, ha nagy fajlagos teljesítményre van szükség, nyomás alatti nyersvíz bevezető csőben valósítják meg a vegyszer bekeverést, de léteznek úgynevezett labirint-keverők is (19.ábra), amik pedig erős turbulens áramlás létrehozására képesek az ütköző lapok optimális kialakítása esetén (Öllös, 1987).



19.ábra: A mdence-labirint vegyszerbekeverő (Öllös, 1987)

A **pelyhesítők** biztosítják, hogy a könnyen ülepíthető, azaz megfelelő méretű pelyhek jöjjenek létre. Maga a berendezés egy függőleges vagy vízszintes tengelyű medence. Ez előbbi valójában egy henger vagy hasáb alakú tartály, utóbbi pedig sorba kapcsolt kamrák rendszere (Öllös, 1987).

A pelyhesítést követően a fázisztválasztás első lépcsője az **ülepítés**. Alkalmazhatóak egészen egyszerű, hosszanti átfolyású ülepítők, de a hatásfok növelhető a szintek számának emelésével, például lamellás ülepítő használatával. Ha a szedimentáció

beállításai optimálisak, akkor a **szűrőre** jutó víz állandó minőségű és csak kevés pelyhet tartalmaz. A célra gazdasági okokból általában gyors szűrőket használnak. Ezek – ahogy a 2.2.1. fejezetben is említettem - általában 4-12m/h szűrési sebességgel jellemezhető mélységi szűrők (Öllös, 1987).

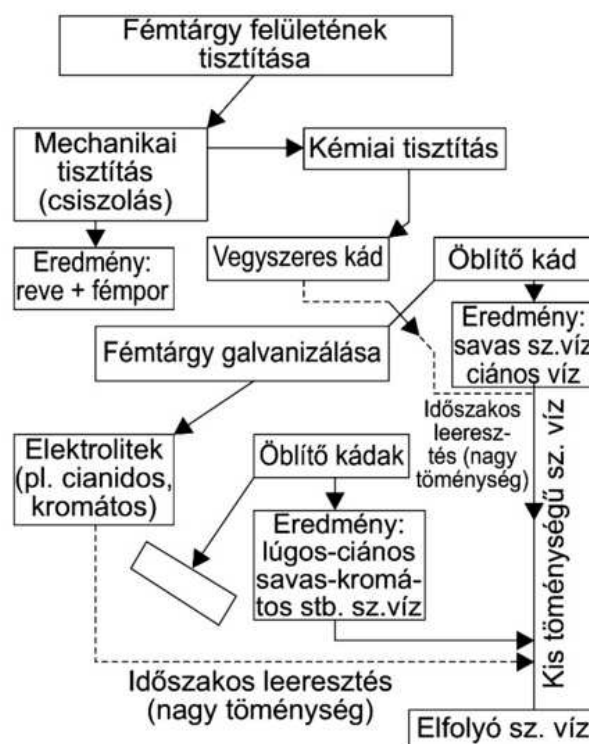
A leválasztott iszapot akár kezeletlenül is el lehet szállítani egy zagytérre, viszont tanácsosabb víztelenítésről (pl.: centrifugálás, szűrés) gondoskodni (Kelemen, 1983).

4. Felületkezelő üzemek

A felületkezelő üzemekben fém bevonattal látják el a műanyag vagy fém tárgyakat. A művelet célja, hogy a felületi tulajdonságokat úgy változtassák meg, hogy a munkadarab ellenállóbb legyen a korrózióval, kopással és kémiai behatásokkal szemben, illetve jobb elektromos vezetőképesség, szebb küllem és fényvisszaverő képesség jellemezze. Ha a munkadarab elérte végső formáját számos mód (pl.: zománcozás, tűzhorgonyzás, galvanizálás stb.) áll rendelkezésre a felület kezelésére (Illés, 1993).

4.1. A felületkezelés folyamata

A felületkezelés általában több lépcsőből áll (20. ábra). A folyamat során több vizes oldatba (általában savas karakterű) merítve távolítják el a felületi szennyeződések a bevonatozás előtt.



20. ábra: A galvanizálás technológiai sémája (Barótfi, 2000)

Az **előkezelés** első lépcsője a zsírtalanítás, ami mechanikai és kémiai úton hajtható végre. Ez utóbbihoz használt melegített oldat alapsókat (foszfátok, karbonátok) és felületaktív anyagokat (detergensek) tartalmaz. A pácolással a fém-oxidok távolíthatóak

el, a fémek közvetlen beoldódása pedig inhibítorral megakadályozható. A fémtiszta felület eléréséhez további műveletekre (elektrolitikus zsírtalanítás, dekopírozás stb.) van szükség. A különböző lépcsők kezelő oldatait telítődés után a szennyvíztisztító rendszerbe kell vezetni.

A **galvanizálás** során végzik a bevontolást, vagyis egyenáramot vezetnek keresztül egy erősen savas vagy lúgos oldaton, ami a leválasztandó fém ionjain kívül a leválasztást elősegítő adalékanyagokat és a vezetőképességet növelő sókat tartalmaz. Az eljárás több lépésből (tisztítás, öblítés, fémleválasztás) áll, amikhez eltérő összetételű oldatokat használnak. Ezek, az előzőekkel ellentétben nem merülnek ki, elegendő megfelelő időközönként a szennyezőanyagokat eltávolítani és feljavítani őket (ippc.hu).

A fém leválasztását követően **utókezelésre** (pl.: lakkozás, konverzió stb.) is szükség lehet, így még kedvezőbb tulajdonságok érhetőek el. Az itt használt kezelő oldatokat a szennyvíztisztítóba kell vezetni.

A munkadarabok **öblítéséből** nagy mennyiségű, kezelendő víz marad vissza, mivel az öblítés csak úgy hatékony, ha folyamatos a friss víz (utolsó lépcsőben ion mentes) bevezetés és a használt víz elvezetés (ippc.hu; Illés,1993)

Ahhoz, hogy az elszennyezett vizeket technológiai célra újra fel tudják használni anion-, illetve kation cserélt, gáztalanított vízre van szükség, melynek lebegő anyag tartalma 5-10mg/l alatti. Mindehhez megfelelően megtervezett tisztítási technológia kidolgozására van szükség, abban az esetben is, ha az anyagáramot közcsatornába kívánják engedni (Illés, 1993).

4.2. Felületkezelő üzemek szennyvízének kezelése

A tisztítandó szennyvizek mennyisége és minősége jelentősen függ az öblítési technológiától (pl.: alkalmazott elektrolit), de összességében két csoportra osztható:

- Az öblítő kádaknál, viszonylag nagy mennyiségben keletkező, ám kis töménységű ($c=20-100\text{mg/l}$) folyamatosan elfolyó szennyvizekre. Ezek közvetlenül a csatornába vezethetőek.
- Az elektrolitikus kádakból kis mennyiségben kikerülő, de nagy töménységű ($c=50-500\text{mg/l}$) kémiai szennyeződést tartalmazó vizekre.

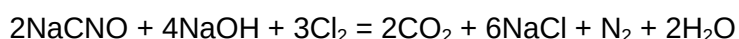
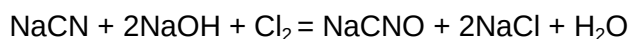
A szennyezés a vizek savas vagy lúgos jellegéből, illetve fém és cián tartalmából adódik (Barótfi, 2000).

Az vállalatok kétféle áljárást alkalmazhatnak vizeik kezelésére. Ha az üzem kicsi, akkor érdemes az egyes szennyvízfajtákat külön álló aknákba gyűjteni, és ha elegendő mennyiség összegyűjt együtt kezelni. Javasolt minimum két medence használata, egy-egy a gyűjtésre és kezelésre. Ha a termelés nagy mennyiségű szennyvizet produkál a szakaszos rendszer használata nem gazdaságos, helyette átfolyó medencéket érdemes alkalmazni és a mozgásban lévő vízhez folyamatosan adagolni a vegyszereket. A rendszer előnye, hogy automatizálható, így nem igényel állandó felügyeletet (Illés, 1993).

A modern üzemek nagy hangsúlyt fektetnek a megelőzésre is, azaz törekednek arra, hogy a felületkezelő oldat ne tartalmazzon súlyosan mérgező anyagokat (pl.: ciánt) és a lehető legnagyobb anyagáramot vezetik vissza a folyamatba. Mindenképpen olyan technológiát érdemes tervezni, ami illeszkedik a gyártási technológiára és a lehető legkisebb nehézfém kibocsájtást eredményezi. Fontos szempont továbbá, a keletkező nehézfém-tartalmú iszap mennyisége, hiszen azt mindenképpen gondoskodni kell annak elhelyezéséről is (Barótfi, 2000).

4.2.1. A cián vegyületek eltávolítása

A szennyvíz kezelése előtt a cianidokat mindenképpen el kell távolítani. A cián vegyületek mindig lúgos kémhatású környezetben jelentkeznek, ha savval érintkezik mérgező cianhidrogén gáz keletkezik, ezért a kezeléskor erre fokozottan ügyelni kell. A gyakorlatban a tömény rendszereket hidrogén-peroxiddal (H_2O_2) vagy anódosan oxidálják, egyéb esetben pedig nátrium-hipokloritot használnak a cianidokhoz. Az ilyen oxidáción alapuló eljárások lényege, hogy a mérgező vegyületeket úgy alakítsák át, hogy a végtermék a környezetre inert legyen. A következő egyenletek befejező szakaszában látható, hogy a nátrium cianid klórgázzal való reakciójakor csupán konyhasó, nitrogén gáz, széndioxid, valamint víz keletkezik (Illés, 1972):



A reakció időt a rendszer pH-ja befolyásolja. Minél lúgosabb a szennyvíz, annál gyorsabban lezajlik a reakció (Illés, 1972).

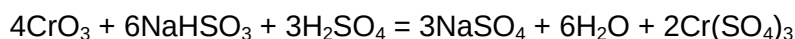
Kevésbé elterjedt eljárás a vasszulfátos kezelés. Ekkor ugyanis reakció termékként vízdoldhatatlan vascianid komplexek keletkeznek. Habár nem mérgező, további kezeléséről és elhelyezéséről gondoskodni kell. Más módszereket, mint például a

termikus roncsolást és a sugárzással végzett oxidációt szintén csak különleges esetekben alkalmaznak (ippc.hu).

4.2.2. A króm (IV) vegyületek eltávolítása

Lényeges különbség, az előző cián vegyületekkel szemben, hogy a hat vegyértékű króm vegyületeket (kromátokat és bikromátokat) tartalmú szennyvizek (pl.: fényező-, kromátozó fürdők) mindig erősen savas kémhatásúak.

A króm eltávolítás első lépcsője a króm (IV) redukálása króm (III)-má. Elvileg bármilyen redukáló szerrel elvégezhető a feladat, de a gyakorlatban mindig kéntartalmú savakat vagy azok vegyületeit használják. Ennek egyszerű gazdasági okai vannak. Alkalmas vegyszer például a vas kénsav pácolásakor keletkező ferroszulfát (FeSO_4) vagy a nátrium-hidrogén-szulfid (NaHSO_3) oldat is. Ez utóbbi esetben erősen savas ($\text{pH} < 2,5$) környezetet szükséges biztosítani. A lejátszódó reakció a következő:



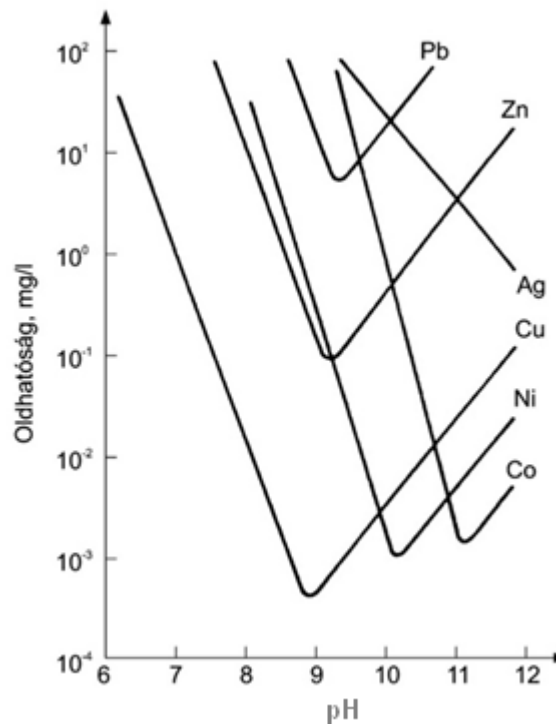
A gyakorlatban a nátrium-hidrogén-szulfid használata elterjedtebb, ugyanis a reakció végrehajtásához fajlagosan kevesebb vegyszerre van szükség és a ferroszulfáttal történő reakció során a ferriszulfidot ki kell csapatni. Összességében tehát mind kémiai, mind pedig gazdasági szempontból előnyösebb (Illés, 1972).

A redukció után a három vegyértékű krómot semleges környezetben, hidroxid alakban ki kell csapatni, de a SO_x képződése miatt a munkavédelemre fokozottan ügyelni kell (ippc.hu).

4.2.3. A semlegesítő kicsapás

A kezelés hagyományos módszere a semlegesítés, ugyanis az enyhén lúgos oldatokban a nehézfém ionok fém-hidroxid csapadék formájában kiválnak. Az oldat tisztája befogadóba engedhető, viszont a csapadékot veszélyes hulladékként kell kezelni. Amikor az összegyűjtött öblítő vizet és a koncentrátumot összeöntik, már részben semlegesítik egymást.

Kromát vagy cianid tartalom esetén a módszer alkalmazása előtt mindkettőt el kell távolítani a 4.2.1 és 4.2.2. fejezetekben ismertetett módszerek valamelyikével.



21. ábra: Különböző fém-hidroxidok oldhatósága a pH függvényében (Barótfi, 2000)

Ha lehetőség van rá érdemes a fémeket szelektíven kicsapatni, bár ez nem minden esetben gazdaságos. Néhány üzemben a gyártás jellegéből adódóan az anyagáramok szétválasztása nem kifizetődő. Ugyanakkor a közös lecsapátás (pl.: Cd-Fe(III), 9-es pH-n) előnye, hogy a különböző szennyvizek összekeverésekor a jól ülepedő fém-hidroxidok segítik a rosszabb ülepedési sajátságokkal rendelkezőket, így kedvezőbb eredmény érhető el. Ahogy a 21. ábrán is látható néhány fém (pl.: Co, Ni) egészen magas pH-n válik ki. Ilyenkor ügyelni kell arra, hogy más fém-hidroxidok (pl.: Cr, Al) visszaoldódhatnak, ezért szükség lehet egy alacsony pH-n, kiválást segítő adalékanyag (pl.: Ca(OH)_2) hozzáadásával történő szelektív lecsapásra is. A legtöbb fém (pl.: Sn, Pb) nagyon finom szemcsés alakban csapódik ki, de flokkuláló szer adagolásával megelőzhetőek az ülepités, szűréskor felmerülő problémák. A pelyhesítő szerek mennyiségére ügyelni kell, mert a túlzott mésztej vagy vas(III)-klorid számottevően megnöveli az iszaptérfogatot, tömeget (ippc.hu).

A semlegesítés elvégezhető egy tartályban, ahová semlegesítő vegyszeren kívül ülepedést segítő flokkuláló szerek is adagolhatóak. Ha a szennyvíz leülepedett a tiszta rész elengedhető, az iszapot pedig vízteleníteni (pl.: szűrőzsákban, présen) kell. Ha a tisztítást nem szakaszos, hanem folyamatos üzemmódban hajtják végre, akkor a folyamatot (vegyszeradagolást) egy pH mérő vezérli, a fázisszétválasztást pedig lamellás ülepitőben végzik.

A kezelés hatékonyabbá tehető többek között a semlegesítés után még oldatban maradt fémionok szelektív ioncserével történő eltávolításával, illetve az öblítővizek ioncserés tisztításával és visszavezetésével a felületkezeléshez. Sokszor, ha a hidroxidként való kicsapátás nem elég hatásos, a kapott koncentráció nem felel meg az előírásoknak nátrium- vagy organo-szulfid formájában ejtik ki a fémeket, mivel ezek oldhatósága lényegesen alacsonyabb, mint a hidroxidoké (4. táblázat).

4. táblázat: A fém-hidroxidok, ill. fém-szulfidok oldhatósági szorzata (ippc.hu)

Fémion	Csapadék oldhatósági szorzata	
	Hidroxid	Szulfid
Alumínium	2×10^{-32}	--
Ólom	$1 \times 10^{-7} - 10^{-13}$	3×10^{-28}
Kadmium	$1,3 \times 10^{-14}$	$5,1 \times 10^{-29}$
Króm(III)	3×10^{-28}	--
Vas(II)	2×10^{-15}	$3,7 \times 10^{-19}$
Vas(III)	$8,7 \times 10^{-38}$	--
Réz	2×10^{-19}	8×10^{-45}
Nikkel	$5,8 \times 10^{-15}$	1×10^{-26}
Ezüst	$1,24 \times 10^{-8}$	$1,6 \times 10^{-49}$
Cink	4×10^{-17}	$6,9 \times 10^{-26}$

Annak ellenére, hogy így alacsonyabb kibocsájtási értékek érhetőek el, fennáll a hidrogén-szulfid (H_2S) fejlődésének az esélye. A savas közeget kerülni kell, a szulfid felesleget pedig vassókkal eltávolítani. A keletkező csapadék az előzőekhez hasonló jellegű, vagyis flokkuláló szer nélkül nehezen ülepszíthető és szűrhető (ippc.hu).

A megfelelően kiépített monitoring rendszer és a precíz automatizálás is növeli a hatásfokot. A modern rendszerek már nem csak mérik a működési és kibocsájtási paramétereket, hanem szükség esetén be is avatkoznak, leállítják a folyamatot.

5. A laboratóriumi kísérletek bemutatása

A „Csapadékos szennyvizek vezérelt ülepedésének megvalósítása” kutatási projekt a Miskolci Egyetem Nyersanyagelőkészítése és Környezeti Eljárástechnikai Intézetének és a Feszo-Trade Kft.-nek GOP projektje. Az együttműködés célja különböző gépipari, illetve felületkezelő üzemekből származó szennyvizek tisztításakor keletkező fém-hidroxid csapadék ülepedésének vizsgálata és elősegítése egy megfelelő flokkulálószer kombináció kifejlesztésével, valamint az eredmények alapján egy iparban alkalmazható mérő-szabályozó rendszer megtervezése.

A laboratóriumi mérések során felületkezelő üzemekből származó jellemzően savas karakterű szennyvízmintákkal dolgoztam. Ahogy a következő fejezetben látható lesz a minták (nehéz)fémtartama sok esetben meghaladta a törvényileg megengedett értéket, ezért igyekeztünk olyan flokkuláló szert, vagy flokkuláló szer kombinációt kifejleszteni, amivel a vizek tisztítása hatékonyan elvégezhető. Piaci kutatás során a Kurita cég termékeit választottuk. A vizsgálat korábbi szakaszában kizárólag ionos vegyszerekkel kísérletek meg végrehajtani a feladatot, viszont annak ellenére, hogy a flokkuláció lezajlott a pelyhek szerkezete nem volt megfelelő. Ezért végül a vegyszerek kombinációja (PC1385+PN3870 vagy PA5416+PN3870) mellett döntöttünk és vizsgáltuk különböző bekeverési arányban (75:25, 50:50, 25:75) azok hatásosságát. A nem ionos flokkuláló szer megerősítette a kialakult hidakat, pelyheket. A vegyszerek mindegyike lineáris szerkezetű, az ionos vegyszerek nagy, a nem ionos pedig közepes molekula tömegűek.

A mérés sorozatban négy féle szennyvízzel dolgoztam, amiket 1. számú, 2. számú, 3. számú és 4. számú mintaként jelöltem. A munkálatok során előkészítettem a mintákat, ülepedési görbéket vettem fel majd szűrhetőségi vizsgálatokat végeztem.

5.1. A szennyvízminták alapjellemezése

A minták elemzését minden esetben (kezelések előtt és után) a megbízó cég végezte el. A vizsgálat a következő paraméterek mérése terjedt ki:

- pH
- fémtartalom: alumínium (Al), vas (Fe) nikkelt (Ni), réz (Cu)
- szulfát ion (SO_4^{2-}) koncentráció
- kémiai oxigén igény (KOI)
- szerves oldószer extrakt (SzoE)

Az **1. számú szennyvízmintát** eredeti állapotban közel semleges pH jellemezte, viszont az alumínium tartalma 10mg/l volt, ami jelentősen meghaladta az ide vonatkozó technológiai határértéket (3mg/l). Egyéb összetevők (pl.: vas, szulfát ion) koncentrációja kezeletlen állapotban is megfelelő, küszöbérték alatti (5. táblázat).

5. táblázat: Az 1. számú szennyvízminta összetétele

Megnevezés	Küszöbérték	Szennyvízminta
pH	<6,5 és 10<	6,1
Al (mg/l)	3	10
Fe (mg/l)	20	5
SO₄²⁻ (mg/l)	400	1600
KOI (mg/l)	1000	-
SzOE (mg/l)	50	-

(saját szerkesztés)

A **2. számú szennyvízminta** erősen savas karakterű (pH=2,81). A vizsgált paraméterek közül a réz, nikkel és szulfát tartalma a megengedettnél magasabb volt, ugyanis a mért értékek sorrendben 5mg/l, 8mg/l és 2500mg/l. Ezzel szemben a réz, illetve nikkel esetében közcsatornába bocsájthatóság küszöbértéke 2mg/l, a szulfát ioné pedig 400 mg/l (6. táblázat).

6.táblázat: A 2. számú szennyvízminta összetétele

Megnevezés	Küszöbérték	Szennyvízminta
pH	<6,5 és 10<	2,8
Cu (mg/l)	2	5
Ni (mg/l)	2	8
Zn (mg/l)	2	-
SO₄ (mg/l)	400	2500
KOI (mg/l)	1000	150
SzOE (mg/l)	50	-

(saját szerkesztés)

A **3. számú** szennyvízminta szintén erősen savas (pH=4,49) volt. A törvényileg megszabott határérték felett volt több alkotó, mint például az alumínium (10mg/l) és szulfát ion koncentrációja (1600mg/l) is (7. táblázat).

7.táblázat: A 3. számú szennyvízminta összetétele

Megnevezés	Küszöbérték	Szennyvízminta
pH	<6,5 és 10<	4,49
Al (mg/l)	3	10
P(mg/l)	20	40
Zn (mg/l)	2	-
SO₄²⁻(mg/l)	400	1600
KOI (mg/l)	1000	-
SzOE (mg/l)	50	-

(saját szerkesztés)

A **4. számú** szennyvízminta is savas kémhatású (pH=2,39) eredeti állapotban. Ebben az esetben a szulfát ion (1600mg/l) és cink (5mg/l) koncentráció volt nem megfelelő, egyéb komponensek értéke nem lépte túl a megengedett küszöböt (8.táblázat).

8.táblázat: A 4. számú szennyvízminta összetétele

Megnevezés	Határérték	Szennyvízminta
pH	<6,5 és 10<	3,7
Al (mg/l)	3	-
Ni (mg/l)	2	0
P(mg/l)	20	6
Zn (mg/l)	2	5
SO₄ (mg/l)	400	1600
KOI (mg/l)	1000	300
SzOE (mg/l)	50	50

(saját szerkesztés)

A KOI és SzOE értéke minden szennyvíz mintánál megfelelő volt, egy esetben sem lépte túl a rá vonatkozó küszöbértéket.

5.2. A mérési folyamat ismertetése

A minták előkészítése, ülepítése és szűrése minden esetben azonos módon történt. Mivel a kutatás egy korábbi szakaszában már meghatározták a mintánkénti pH optimum értékét és a beállításához szükséges kalcium-hidroxid $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ mennyiséget, ezért ebben a fázisban már nem az eredeti savas, hanem előkezelt vizekkel dolgoztam.



22.ábra: A ZetaPals BIC mérőkészülék (ankersmid.co.ro)

Első lépésként a minták zeta-potenciál értékét mértük meg, ugyanis ennek ismeretében információkat szerezhetünk a szilárd felületen lezajló adszorpciós és deszorpciós jelenségekről, valamint egyéb határfelületi kölcsönhatásokról is (Bokányi és társai, 2012). A későbbiekben pedig el tudjuk dönteni, hogy kationos vagy anionos flokkuláló szerre van szükség. A zeta-potenciál értékét a kezelések során is nyomon követtük. A mérésre alkalmas eszköz, vagyis a Dr. Bokányi Ljudmilla egyetemi docens vezetésével a GVOP KMA. GVOP-3.2.1.-2004-0219/3.0 projekt keretein belül elnyert ZetaPALS Brookhaven Instrument Corporation (BIC) zeta-potenciál mérő készülék az Intézetben megtalálható és a 22.ábrán látható.

5.2.1. A szennyvízminták előkészítése

Az ülepítéshez 200ml előkészített szennyvízre volt szükség. A pH beállításához por alakú kalcium-hidroxidot használtam. Ennek előnye, hogy semlegesítő hatásán túl lecsapó koaguláló szerként is működik. A megfelelő keveredést mágneses keverő használatával biztosítottam, az optimális pH érték elérését pedig elektromos műszerrel ellenőriztem (23.ábra).



23.ábra.: A mágneses keverő és a digitális pH mérő (Bokányi és társai, 2012)

Ezt követően a mintákhoz megfelelő arányban összesen 0,4ml flokkuláló reagenst adtam, de ehhez már keverő pálcát használtam. A vegyszerek szintén por alakban állnak rendelkezésre, de az adagolás előtt vizes oldatot készítettem g/l hígítással. Egy egyszerű számítási menet után könnyen belátható, hogy a szükséges flokkuláló szer mennyiség csupán 2g/m^3 :

- A mérésekhez 0,4ml oldatot használtam, azaz 0,0004g tiszta flokkuláló szert.
- A minták térfogata 200ml, vagyis 1l szennyvízhez 0,002g vegyszer szükséges.
- 1m^3 szennyvízhez tehát 2g flokkuláló szert kell oldatba keverni.

Fontos, hogy először mindig az ionos vegyszert (PC1385 vagy PA5416) kell a szennyvízhez óvatosan hozzákeverni, majd néhány perc után a nem ionosat (PN3870). Ennek oka, hogy a töltés semlegesítést az ionos, a kialakult hidak megerősítését pedig a semleges vegyszer végzi el. Ha a zeta-potenciál értéke negatív, akkor kationos, ha pozitív, akkor anionos flokkuláló szerre van szükség.

5.2.2. Ülepítési kísérletek

Az ülepítés során a kapott szuszpenzió, illetve a benne lévő pelyhek jellegétől függően Imhoff kelyhet vagy ülepítő hengert használtam. Ha úgy tapasztaltam, hogy együtt mozgó, nagy mennyiségű iszap térfogat várható, akkor utóbbi mellett döntöttem. Mindkét esetben az iszap térfogatot és az ehhez szükséges időt kell lejegyezni. A mérést az eredeti szennyvízmintákkal is elvégeztem, hogy a kezelés hatékonyságát igazolni lehessen.

5.2.3. Szűrhetőség vizsgálata

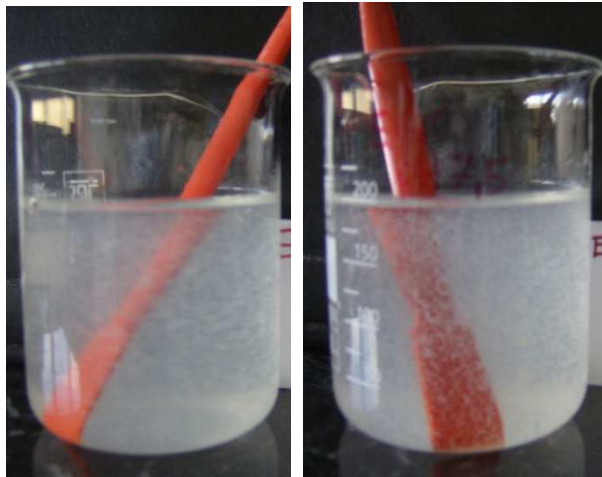
A szűrhetőség vizsgálatok ülepített mintákkal történtek. Ehhez a szedimentáció után óvatosan eltávolítottam a tiszta (közcsatornába engedhető minőségű) vizet az iszapról úgy, hogy a maradék végtérfogata 50ml legyen. A méréshez minden esetben azonos szűrőpapírt (84g/m^2) használtam, amin keresztül a szűrlet a gravitációsan távozott. A kísérlet során meghatározott időközönként lejegyeztem az aktuális szűrlet térfogatot.

5.3. A mérési eredmények ismertetése

Ebben a fejezetben szennyvízmintánként ismertetem az ülepítési és szűrési kísérletek eredményeit, valamint ezek alapján igyekszem következtetéseket levonni a flokkuláló szer használatának eredményességéről és a különböző bekeverési arányok hatékonyságáról.

5.3.1. Az 1. számú szennyvíz mérési eredményei

Az 1. számú szennyvíz pH-ja eredeti állapotban közel semleges (6,77) volt, de a vizsgálatokhoz $0,0148\text{g Ca(OH)}_2$ adagolással 7,5-ig emeltem, a 4.2.1. fejezetben leírtak szerint. Ahogy a 24. ábrán látható a pelyhek jellege lényegesen ez után sem változott, vagyis jellemzően aprók és lassan ülepedőek.



24.ábra: Az 1.számú szennyvíz pH beállítás előtt (balra) és után (jobbra)
(saját szerkesztés)

Mivel a zeta potenciál értékére $-20,42\text{mV}$ -ot kaptunk PC1385+PN3870 flokkuláló szer kombinációt választottam. A változás már a kationos flokkuláló szer hozzáadása után is

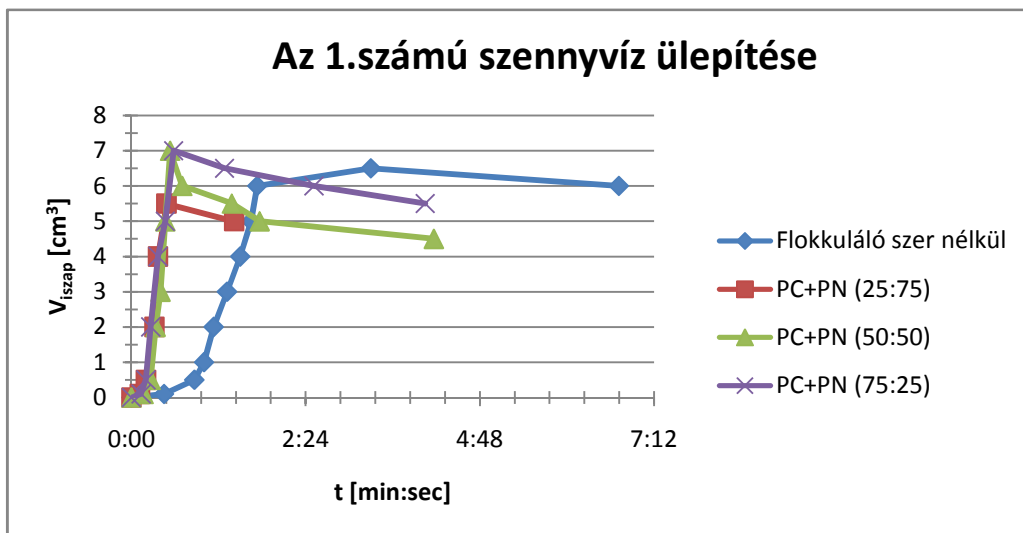
szemmel látható volt, a pelyhek mérete jelentősen nőtt. A nem ionos szer pedig tovább gyarapította a lebegő anyagok méretét. Ahogyan a 25. ábrán is látható a különböző bekeverési arányok nincsenek lényeges hatással a pelyhek méretére.



25. ábra: Az 1. számú szennyvíz flokkuláló szer hozzáadása után (balról jobbra: 75:25; 50:50; 25:75) (saját szerkesztés)

A zeta-potenciál értéke a kezelések hatására látványosan változott, azaz nulla értékhez közelített. A legkedvezőbb eset (-4,62mV) a PC1385:PN3870=75:25 aránynál volt mérhető, de az PC1385:PN3870=50:50 esetében is eredményül -8mV-ot kaptam.

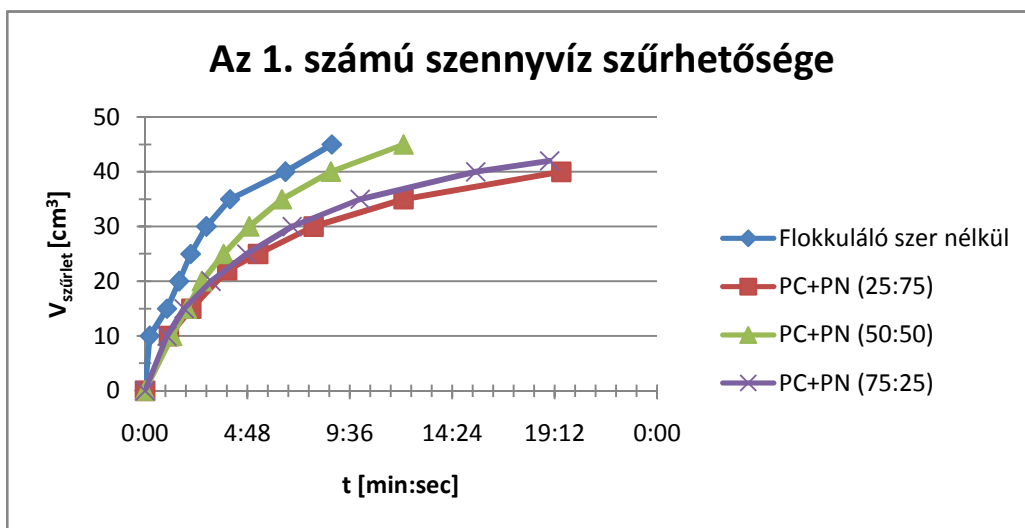
Az ülepítést Imhoff kehelyben tudtam elvégezni a 200ml-nyi mintákkal. A 26. ábrán a kísérlet eredménye látható.



26. ábra: Az 1.számú szennyvíz ülepedési görbéi (saját szerkesztés)

A flokkuláló szer adagolása jelentősen csökkentette az ülepedési időt. A pelyhek összeállva, gyorsan süllyedtek. Az iszap mennyisége az eredeti mintában még 12 perc eltelte után is $5,5\text{cm}^3$ volt, a kezelt vízben viszont a kisebb iszaptérfogat már 2-4 perc után sem tömörödött lényegesen tovább.

Az ülepítés után 50ml szuszpenziót választottam le a szűrhetőség megvizsgálásához. Az eredmények a 27. ábrán láthatók.



27. ábra: Az 1. számú szennyvíz szűrhetőség vizsgálata (saját szerkesztés)

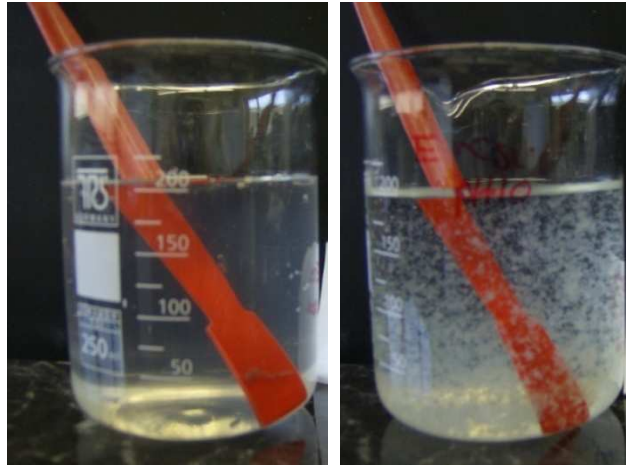
A diagramról leolvasható, hogy a kezeletlen szuszpenzió szűrhető a leggyorsabban, mivel a többi esetben a flokkuláló szer hatására létrejövő, gyorsan leülepedett nagy pelyhek hidraulikus ellenállása nagyobb. Dinamikus szűrésnél ez a probléma nem lép fel (Bokányi és társai, 2012).

5.3.2. A 2. számú szennyvíz mérési eredményei

A 2. számú szennyvíz erősen savas, 2,81 pH-jú volt. A kívánt, 10-es pH eléréséhez mintánként $0,0493\text{g Ca(OH)}_2$ -ra volt szükség. Sem az eredeti vízben, sem pedig a pH beállítást követően nem láthatóak ülepedő pelyhek a mintában, így az ülepedési görbe felvétele ez esetben nem lehetséges. A $-6,33\text{mV}$, vagyis negatív zeta-potenciál miatt szintén a PC1385+PN3870 flokkuláló szer kombinációt választottam, amik adagolása után látványos pehelyképződés indult meg. Az 28. ábrán láthatóak a minták.

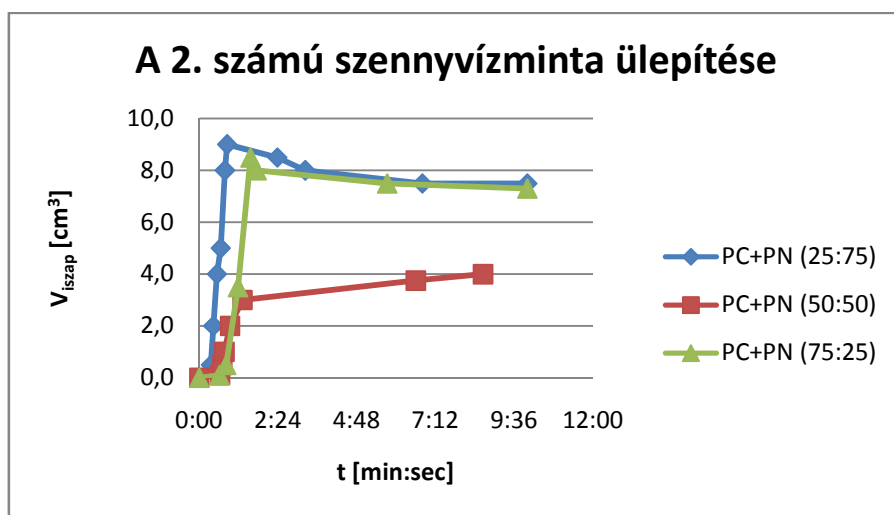
A zeta-potenciál értéke az azonos arányban adagolt vegyszerek hatására $-0,551\text{mV}$ -t ért el, de a PC1385:PN3870=25:75 arányban is kedvező $-3,86\text{mV}$ volt. Ha a kationos

vegyszer adagoltam nagyobb arányban, a zeta-potenciál értéke távolodott az optimum tartománytól.



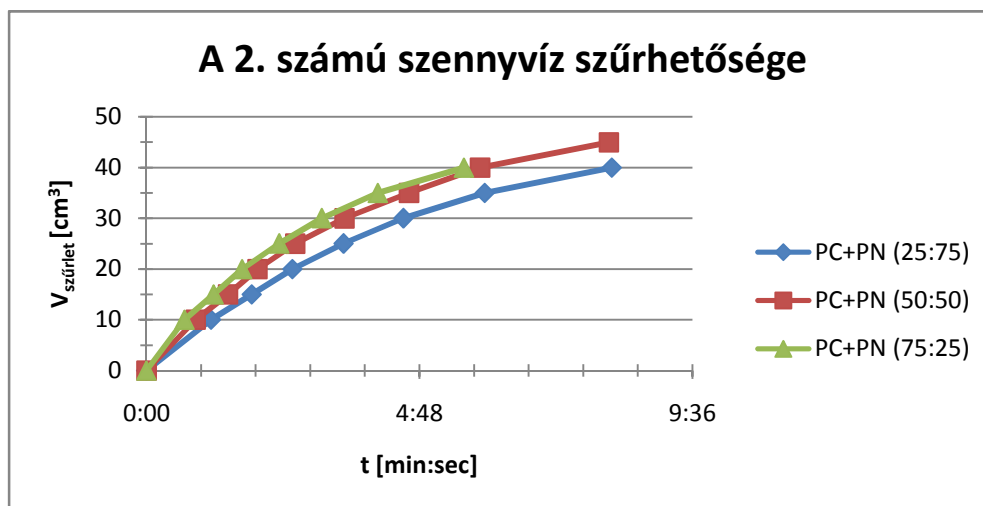
28. ábra: A kezeletlen és flokkuláló szerrel kezelt (PC1385: PN3870=75:25) 2. számú szennyvíz (saját szerkesztés)

A flokkuláló szerrel kezelt vizeket Imhoff kehelyben ülepítettem a relatíve kevés pehely miatt. Amikor a flokkuláló szereket azonos arányban alkalmaztam lényegesen kisebb iszap térfogatot kaptam, mint a másik két esetben, ahol 10 perc elteltével sem tömörödött az iszap 7cm^3 alá. Az eredmények a 29. ábrán láthatóak.



29. ábra: A 2. számú szennyvíz ülepíthetőségének vizsgálata (saját szerkesztés)

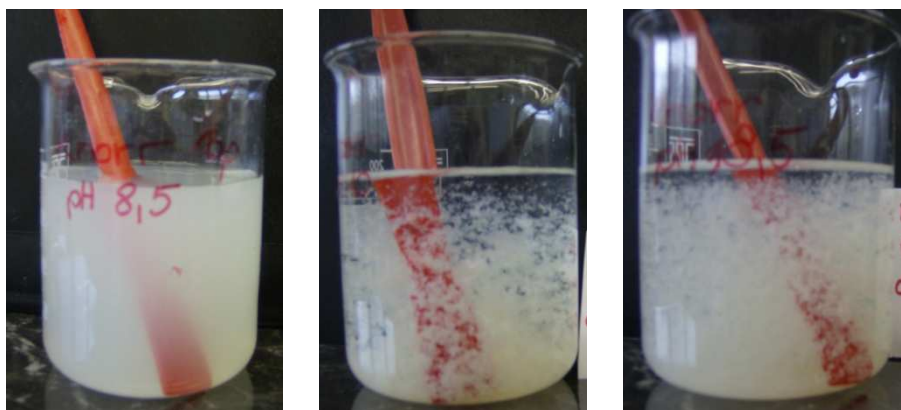
A szűrhetőség vizsgálatához a leülepedett mintákból az iszappal 50cm^3 -t választottam le. Ahogyan a 30. ábrán is látható a PC1385: PN3870=75:25 és PC1385: PN3870=50:50 bekeverési arányok mellett már 10 perc elteltével 45ml szűrlet volt mérhető, míg a harmadik esetben 20 perc után sem gyarapodott annak mennyisége 43ml fölé.



30. ábra: A 2.számú szennyvíz szűrhetőségének vizsgálat (saját szerkesztés)

5.3.3. A 3. számú szennyvíz mérési eredményei

A 3. számú, eredetileg savas minta pH-ját 8,5-re állítottam be. Mindehhez 200ml szennyvízhez 0,0519g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -ra volt szükség. Ebben az esetben a kívánt pH elérése, és a flokkuláló szer nélküli víz ülepítése is nehezen zajlott. A 31. ábrán látható milyen apró az eredeti mintában a pelyhek mérete.

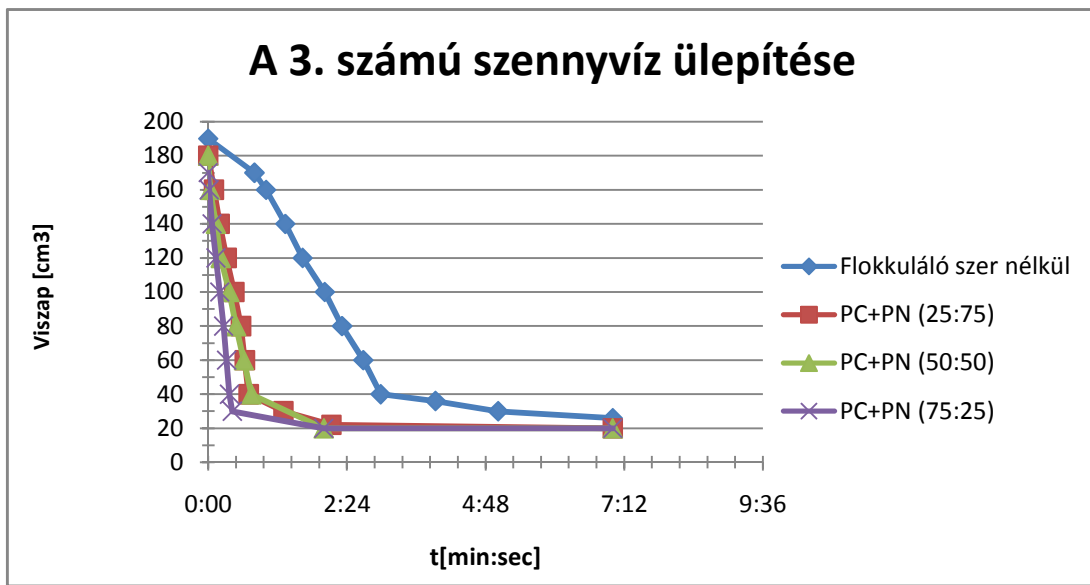


31.ábra: A kezeletlen (pH8,5) és a kezelt (sorban: PC1385: PN3870= 75:25; 25:75) 3. számú szennyvízminta (saját szerkesztés)

A flokkuláló szerek ez esetben is PC1385: PN3870 voltak, mivel a zeta-potenciál -8,02mV. A kezelt vízben már nagyobb pelyhek képződtek, de az ülepítés így is nehézkes, mivel a csapadék szint eleinte együtt mozog, viszont később nagyobb pelyhek

válnak ki, miközben az iszap mennyisége nő, majd tömörödik. A kísérletekhez ülepítő henger használata mellett döntöttem. Az eredmények a 32. ábrán láthatóak.

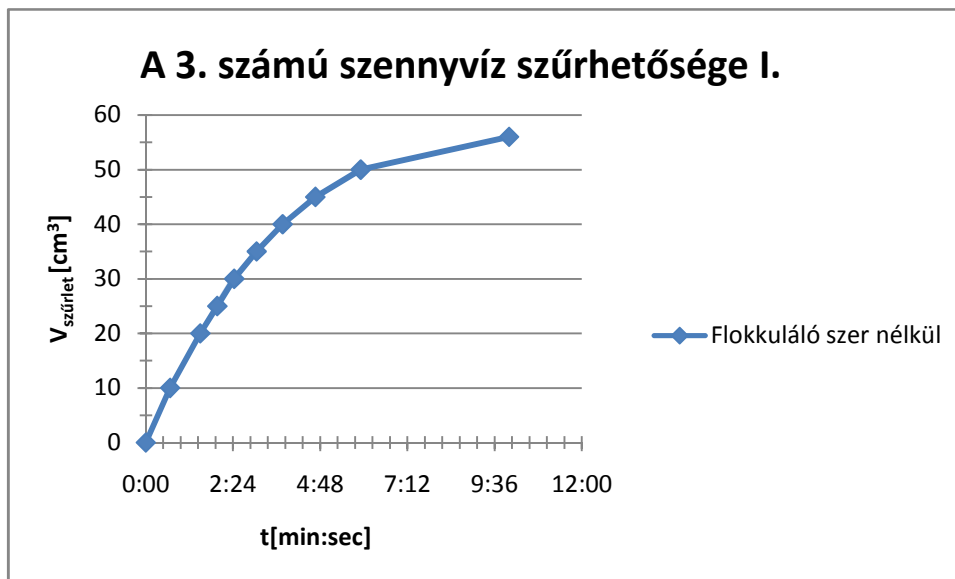
A zeta-potenciál értékének változását itt is nyomon követtem. Azonos arányban adagol flokkuláló szer kombináció esetén a $-2,84\text{mV}$, a PC1385: PN3870= 75:25 kombinációnál pedig $-4,47\text{mV}$ volt mérhető. A PC1385: PN3870= 25:75 nem adott ilyen kedvező eredményt.



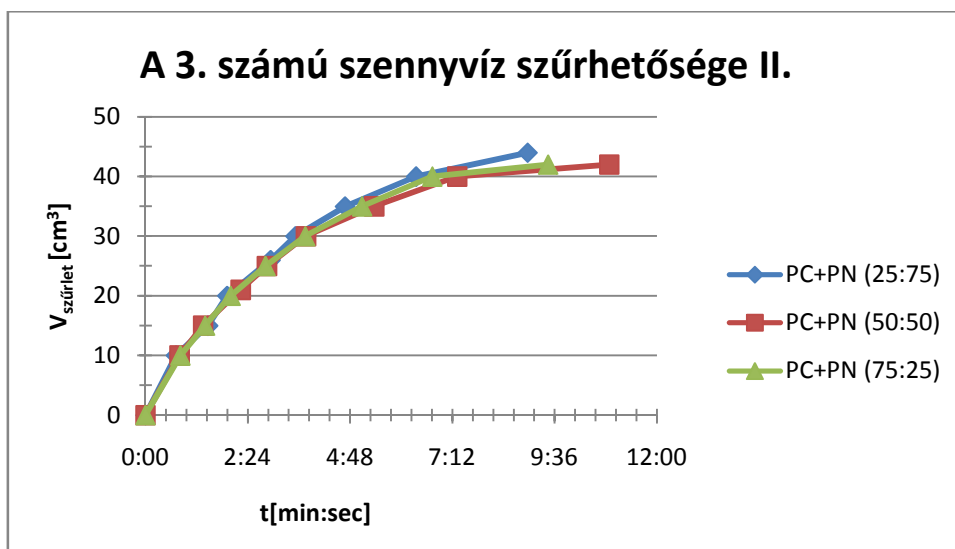
32. ábra: A 3.számú szennyvíz ülepítési vizsgálata (saját szerkesztés)

A fenti diagramról leolvasható, hogy az ülepedés során, flokkuláló szer adagolása esetében már 2 perc elteltével stabilizálódott a rendszer, az iszap tovább nem tömörödött. A kezeletlen minta lényegesen lassabban ülepszik.

A szűrési kísérlethez a 4.2.3. fejezetben leírtak szerint zajlott. Az eredmények a 33. és 34. ábrán láthatóak. Fontos megjegyezni, hogy a flokkuláló szer nélküli minta esetében a kísérlet kiindulási mennyisége a szokásos 50ml helyett 60ml volt, mivel az ülepítést követően a rendszer már kis mozgatás hatására is felkeveredett, így nem lehetett több tiszta szuszpenziót eltávolítani róla.



33.ábra: A 3. számú kezeletlen szennyvíz szűrhetőségi vizsgálata (saját szerkesztés)

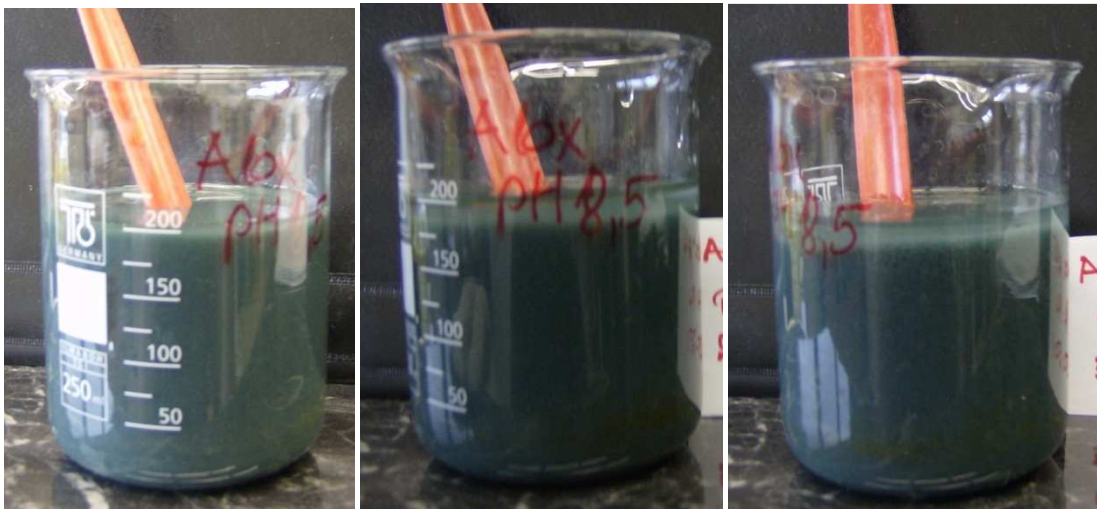


34.ábra: A 3. számú kezelt szennyvíz szűrhetőségi vizsgálata (saját szerkesztés)

A flokkuláló szerrel kezelt minták hasonlóan viselkedtek, vagyis a szűrlet képződés üteme megegyezik és a szűrletek mennyisége között sincs lényeges különbség. A szűrés statikus jellege miatt a flokkulálatlan minta ez esetben is gyorsabban szűrhető, de ez csak látszólag szolgáltat jobb eredményt.

5.3.4. A 4. számú szennyvíz mérési eredményei

A 4. számú szennyvízmintát eredeti állapotban erősen savas, 2,39-es pH jellemezte. A kívánt 8,5pH elérése szilárd halmazállapotú $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -dal nem megvalósítható, mivel beoldódás nélkül a főzőpohár aljára lerakódik. A pH-t így mésztejjel növeltem. Közel 60ml 100g/l koncentrációjú desztillált vízzel beoltott $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -ra volt szükség a 200ml mintához. A rendszer így is nehezen homogenizálódott, ahogyan a 35. ábrán is látható még hosszas keverés után is találhatók apró mész pelyhek a szuszpenzióban. Az oldatban nagy mennyiségű, de szintén igen kis méretű szemcsék, iszap pelyhek is jelen vannak. Ezek jellege a PA5416: PN3870 flokkuláló szer kombináció hozzáadása után sem változott lényegesen.

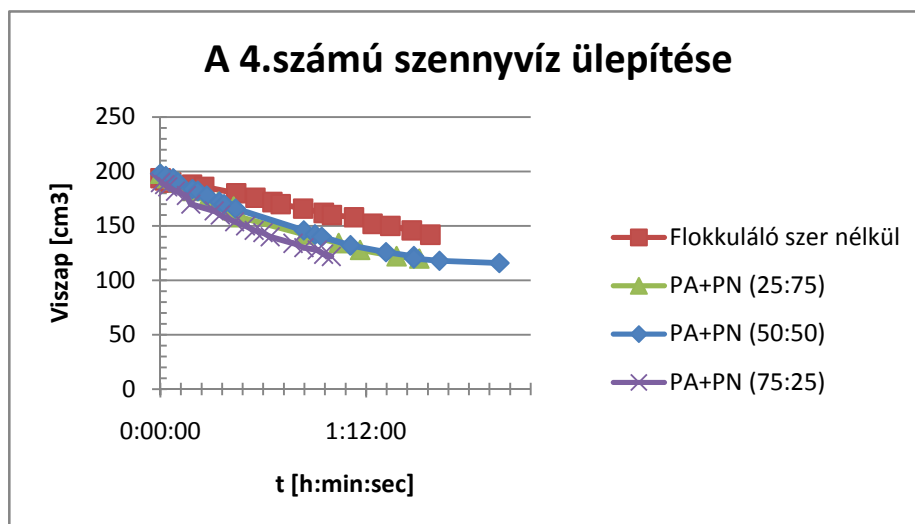


35. ábra: A 4. számú szennyvíz flokkuláló szer hozzáadása előtt (pH8,5) és után (sorban: PA5416: PN3870= 25:75; 50:50) (saját szerkesztés)

A zeta-potenciál mérésekkel szintén probléma adódott, a mérések nagy szórást mutattak, ezért nem tekinthetők mérvadónak.

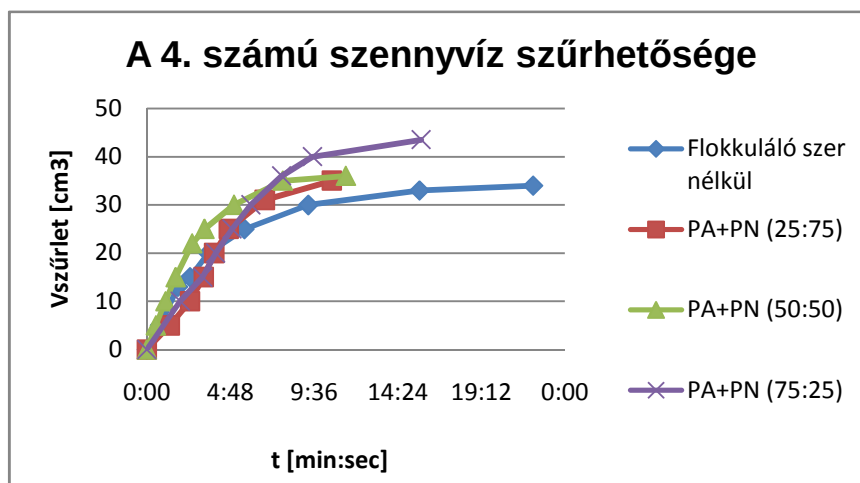
A nagy mennyiségű iszaptömeg miatt az ülepítést ülepítő hengerben végeztem. Az iszap szint igen lassan változott. Egy napi várakozást követően az iszap mennyisége a flokkuláló szer nélküli mintában 90ml, a flokkuláló szerrel kezelt mintákban pedig a PN3870 mennyiségének csökkentésével párhuzamosan 84ml, 98ml és 84ml volt.

Ahogy a 36. ábrán is látható a flokkuláló szer nélküli minta ülepedése a leglassabb, és bár a PA5416: PN3870=25:75 és PA5416: PN3870=50:50 görbék lefutása eleinte megegyezett, az előbbi esetben az iszap végül lényegesen kisebb térfogatra tömörödött, ugyanakkor a folyamat még nem fejeződött be.



36. ábra: A 4.számú szennyvíz ülepitési vizsgálata (saját szerkesztés)

A szűrést a nagy és tömörödött iszaptömeg miatt nem lehetett a 4.2.3 fejezetben leírtak szerint, vagyis az oldat tisztájának leválasztása után, 50ml-nyi iszapos szuszpenzióval elvégezni. Ezért az eredeti mintákból választottam le 50ml-t a szűrhetőség vizsgálatához. Az iszap így is viszonylag hamar lerakódott a szűrőpapírra, így a nagy fajlagos ellenállás miatt a szűrlet mennyisége nem gyarapodott tovább. Az eredmények a 37. ábrán láthatóak.



37. ábra: A 4. számú szennyvíz szűrhetőségének vizsgálata (saját szerkesztés)

A legnagyobb mennyiségű szűrlet, 43,5ml a PA5416: PN3870=75:25 kombinációval kezelt mintából volt eltávolítható 15perc és 45 másodperc elteltével. A flokkuláló szer nélküli mintából 22 perc után sem távozott 34ml-nél több szűrlet.

5.4. Az eredmények kiértékelése

A tervezett méréseket az esetek döntő többségében sikerült megvalósítani, vagyis szennyvízmintánként, adott pH értéken ülepedési és szűrési kísérleteket elvégezni a megfelelő flokkuláló szer kombináció és arányának meghatározása érdekében. A kísérletek eredményeit az 9.táblázat tartalmazza:

9. táblázat: Az eredmények összegzése

A minta jele	Javasolt pH érték	Javasolt flokkuláló szer kombináció	Javasolt flokkuláló szer arány
1. számú minta	7,5	PC1385+PN3870	50-50%
2. számú minta	10	PC1385+PN3870	25-75%
3. számú minta	8,5	PC1385+PN3870	75-25%
4. számú minta	8,5	PA5416+PN3870	75-25%

(saját szerkesztés)

Ahogy látható, a minták többségénél negatív zeta-potenciál érték mérhető, azaz a kationos flokkuláló szert tartalmazó kombináció (PC1385+PN3870) használata javasolt, az anionos vegyszerre csupán egy esetben van szükség. A mérési eredmények mind, a zeta-potenciál értékek, mind pedig az ülepités és szűrhetőség vizsgálat eredményei alátámasztják (Bokányi és társai, 2012).

6. Összefoglaló

Munkálataimat a „Csapadékos szennyvizek vezérelt ülepedésének megvalósítása” című GOP projekt keretein belül végeztem. Ez a Miskolci Egyetem Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézetének kutatási, fejlesztési munkája a Feszo-Trade Kft. megbízásából.

A laboratóriumban négy féle, különböző felületkezelő üzemekből származó savas karakterű, és magas fémtartalmú szennyvízmintával dolgoztam. Az pH beállítást követően, a zeta-potenciál értékek alapján sikerült kidolgozni egy olyan flokkuláló szer receptúrát, amivel a szennyvizek tisztítása hatékonyan elvégezhető. A módszer újdonsága abban rejlik, hogy egyidejűleg kerül alkalmazásra – a zeta-potenciál előjelének függvényében - egy kation vagy anion aktív és egy nem ionos flokkuláló szer. Ugyanis az ionos vegyszer elvégzi a töltés semlegesítést, a nem ionos pedig megerősíti a kialakult hidakat, vagyis sokkal stabilabb pelyhek jönnek létre. A vegyszer kombináció (PC1385+PN3870 vagy PA5416+PN3870) kiválasztását követően kísérletek végeztem a megfelelő bekeverési arány (75:25, 50:50, 25:75) meghatározására is. Eredményeimet ülepedési görbék felvételével, szűrhetőségi vizsgálatok elvégzésével és a tisztítás során a zeta-potenciál értékének nyomon követésével támasztottam alá.

A flokkuláló szer kombináció alapul szolgálat egy olyan szennyvíztisztító rendszer kiépítéséhez, ami a hagyományos kezelési eljárásokkal szemben nem igényli bonyolult és költséges berendezések, műtárgyak kiépítését, ugyanakkor a felületkezelési folyamatba vagy a közcsatornába engedhető tisztított vizet produkál.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani mindazoknak, akik segítettek dolgozatom létrejötték.

Hálával tartozom konzulenseimnek, Dr. Bokányi Ljudmillának és Dr. Mádainé Üveges Valériának, valamint Dr. Takács Jánosnak munkám szakmai irányításáért és fáradhatatlan segítségnyújtásukért. Végül pedig a Miskolci Egyetem, Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézetnek, hogy helyszínt és eszközöket biztosítottak kísérleteimhez.

Irodalomjegyzék

1. Barótfi I. (2000): Környezettechnika kézikönyv, Mezőgazda, Budapest, 2000
2. Bokányi Lj, Üveges V. és Takács J. (2012): Többféle, a gépipari, ill. felületkezelő üzemek szennyvízkezelőiben különbözőképpen viselkedő, enyhén savas - köztük vas(III)ionokat tartalmazó olajos - szennyvíz kezelésekor keletkező fém-hidroxid csapadék zeta potenciáljának, valamint ülepedésének mérése, A GOP - 1.3.1-09/A-2010-0117 „Csapadékos szennyvizek vezérelt ülepedésének megvalósítása” kutatási projekthez kapcsolódó kutatás II. alvállalkozói részjelentése, Miskolci Egyetem, Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézet, 2012
3. Bokányi Lj, Üveges V. és Takács J. (2012): Többféle, a gépipari, ill. felületkezelő üzemek szennyvízkezelőiben különbözőképpen viselkedő, enyhén savas - köztük vas(III)ionokat tartalmazó olajos - szennyvíz kezelésekor keletkező fém-hidroxid csapadék zeta potenciáljának, valamint ülepedésének mérése, A GOP - 1.3.1-09/A-2010-0117 „Csapadékos szennyvizek vezérelt ülepedésének megvalósítása” kutatási projekthez kapcsolódó kutatás alvállalkozói zárójelentése, Miskolci Egyetem, Nyersanyagelőkészítési és Környezeti Eljárástechnikai Intézet, 2012
4. Dobrynin A. és Rubinstein M. (2005): Theory of polyelectrolytes in solutions and at surfaces, Progress in polymer science 30, 2005
5. Erdey T.(1972): A fizikai kémia alapjai, Műszaki könyvkiadó, Budapest, 1972
6. Fonyó Zs. és Fábry Gy. (2004): Vegyipari művelettani alapismeretek, Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest 2004
7. Horváth I. (1991): Az ipari szennyvizek kezelése, Budapesti Műszaki Egyetem Mérnök-továbbképző Intézet, Budapest, 1991
8. Horváth Z. , Sziklavári K. és Mihalik Á. (1986): Elméleti kohászat, Tankönyvkiadó, Budapest, 1986
9. Illés I. (1972): Ipari szennyvíztisztítás, Tankönyvkiadó, Budapest, 1972
10. Illés I. (1993): Települési szennyvizek kezelése, Kézirat, Budapesti Műszaki Egyetem
11. Illés I., Kelemen L. és Öllös G. (1983): Ipari Vízgazdálkodás, VIZDOK nyomda, Budapest, 1983
12. Kelemen L. (1983): Ipari vízgazdálkodás, Tankönyvkiadó, Budapest, 1983
13. Öllös G. (1987): Vízellátás, Franklin Nyomda, Budapest, 1987
14. Öllös G. (1998): Víz-tisztítás-Üzemeltetés, Egri Nyomda Kft, Eger, 1998
15. Patkós A. (2007): Kémiai kislexikon, Typotex Elektronikus Kiadó, 2007
16. Szűcs P., Sallai F., Zákányi B. és Madarász T. (2009): Vízkészletvédelem, Bíbor Kiadó, Miskolc, 2009

17. Takács J. (2011): Csurgalékvíz és szennyvíztisztítás. A Miskolci Egyetem Közleménye, A sorozat, Bányászat, 81. kötet, 2011

Egyéb hivatkozások:

1. Bokányi Lj. és Paulovics J (2011): Oldatkezelés: a komponensek szelektív szétválasztása és kinyerése, Hulladékgazdálkodás, Digitális tananyag (hulladekonline.hu)
2. Bokányi Lj. és Takács I. (2011): A finom szemcsék és kolloid rendszerek aggregálódása koagulálással és flokkulálással, Hulladékgazdálkodás, Digitális tananyag (hulladekonline.hu)
3. [http://www.vkkt.bme.hu/viztisztítási segédlet](http://www.vkkt.bme.hu/viztisztitasi_segédlet) (2012.10.10)
4. Jesús M (2003): Ipari szennyvizek tisztítása membránszűréssel és pervaporációval, Doktori értekezés, Budapesti Közgazdaságtudomány és Államigazgatási Egyetem, Élelmiszertudományi Kar, Élelmiszeripari Műveletek és Gépek Tanszék, Budapest, 2003 (2012.05.09.)
5. Kelemen K. (2011): Ipari vízgazdálkodás, Budapest, 2011 (2012.06.19.)
6. Mezei A. (2008): Kationos polielektrolitok és anionos tenzidek közötti kölcsönhatások, Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem Kémiai Intézet, Fizikai Kémiai Tanszék Határfelületi- és Nanoszerkezetek Laboratóriuma, 2008 (2012.10.04.)
7. muszakiforum.hu
8. Takács J. és Fajtli J. (2011): Folyékony és szilárd fázisok szétválasztása (üleptetés, szűrés, centrifugálás) Hulladékgazdálkodás, Digitális tananyag (hulladekonline.hu)
9. Útmutató az elérhető legjobb technika meghatározásához a fémek és műanyagok felületkezelése terén, Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Főigazgatóság, Budapest, 2005; <http://www.ippc.hu/pdf/feluletkezeles.pdf>, (2012.06.19)