

Nemzeti
Közzolgálati
Egyetem
Víz tudományi Kar

Szerkesztette
Vadkerti Edit

VÍZSZERZÉS, VÍZTISZTÍTÁS



SZÉCHENYI 



MAGYARORSZÁG
KORMÁNYA

Európai Unió
Európai Szociális
Alap



BEFEKTETÉS A JÖVŐBE

Vízszerezés, víztisztítás

Vízszerezés, víztisztítás

Szerkesztette:
Vadkerti Edit



LUDOVIKA
EGYETEMI KIADÓ

Budapest, 2021

A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap (ESZA) társfinanszírozásával valósul meg (a támogatási szerződés száma: EFOP-3.4.3-16-2016-00003, a projekt címe: Stratégiai oktatási kompetenciák minőségének fejlesztése a felsőoktatásban, a megváltozott gazdasági és környezeti feltételekhez történő adaptációhoz és a képzési elemek hozzáférhetőségének javításáért).

Szerzők
Goda Zoltán
Karches Tamás
Knisz Judit
Mátrai Ildikó
Salamon Endre
Török László
Vadkerti Edit

Szakmai lektor
Dr. Buzás Kálmán

Kiadja a Nemzeti Közszerzői Egyetem
Ludovika Egyetemi Kiadó Iroda
A kiadásért felel: Koltay András rektor

Székhely: 1083 Budapest, Ludovika tér 2.
Kapcsolat: kiadvanyok@uni-nke.hu

Felelős szerkesztő: Karácsony Fanni
Olvasószerkesztő: Bujdosó Hajnalka
Korrekter: Szarvas Melinda
Tördelőszerkesztő: Kőrösi László

DOI: https://doi.org/10.36250/00888_00

ISBN 978-963-531-449-2 (elektronikus PDF) | ISBN 978-963-531-450-8 (ePub)
ISBN 978-963-531-513-0 (nyomtatott)

© A szerkesztők, 2021
© A szerzők, 2021
© A kiadó, 2021

Minden jog védve.

Tartalom

Előszó

1. A vízszerezés módjai és műtárgyai (Goda Zoltán)

1.1. A vízszerezési módok arányai és tendenciái	11
1.1.1. <i>A vízszerezés arányai és tendenciái</i>	11
1.1.2. <i>A vízszerezés hazai jellemzői</i>	12
1.2. Vízszerezés felszíni vízből	13
1.2.1. <i>A felszíni vízszerezés előnyei és hátrányai</i>	13
1.2.2. <i>A felszíni vízszerezés módjai és műtárgyai</i>	13
1.2.3. <i>Vízszerezés folyókból</i>	15
1.2.4. <i>Vízszerezés tavakból</i>	16
1.2.5. <i>Vízszerezés tározókból</i>	17
1.3. Vízszerezés felszín alatti vízből	18
1.3.1. <i>A felszín alatti vizek típusai</i>	18
1.3.2. <i>A felszín alatti vízszerezés általános feltételei</i>	20
1.3.3. <i>Utánpótlódás és vízmérleg</i>	21
1.3.4. <i>A felszín alatti vízszerezés megelőző vizsgálatai</i>	21
1.3.5. <i>Vízszerezés felszínhez közeli talajvízből</i>	23
1.3.6. <i>Vízszerezés rétegvízből</i>	27
1.3.7. <i>Vízszerezés parti szűrésű vízbázisból</i>	29
1.3.8. <i>Vízszerezés karsztvízből</i>	37
1.4. Kutak gépészete, a termelt víz továbbítása	39
Fejezetzáró kérdések	41
Felhasznált irodalom	42
Ajánlott irodalom	42

2. Víz tisztítási alapfolyamatok (Mátrai Ildikó)

2.1. Felszíni és felszín alatti vízbázisok leggyakoribb szennyező anyagai, a víz tisztítás során eltávolítandó komponensek és az ivóvízminőségi határértékek	43
2.2. A víz tisztítási alapfolyamatok csoportosítása	48
2.3. Gázmentesítés	49
2.4. Lebegőanyag-eltávolítás	51
2.5. Oldott komponens eltávolítása, vagy koncentrációjának csökkentése	52
2.5.1. <i>Redoxifolyamatok</i>	53
2.5.2. <i>A pH szabályozása</i>	53
2.5.3. <i>Kémiai kicsapítás (csapadékképzés)</i>	53
2.5.4. <i>Adszorpció</i>	55
2.5.5. <i>Membrántechnológiák</i>	56
2.5.6. <i>Vízlágyítás</i>	57
2.6. Fertőtlenítés	59
2.6.1. <i>Melegítés, forralás</i>	60
2.6.2. <i>Vegyszeres fertőtlenítés, oxidáció</i>	60
2.6.3. <i>UV-sugárzás</i>	65

Fejezetzáró kérdések	65
Felhasznált irodalom	66
Ajánlott irodalom	67

3. Egyes komponensek eltávolítási mechanizmusai és technológiái (Salamon Endre)

3.1. A technológiai tervezésnél mértékadó és az üzemeltetés során vizsgált komponensek	69
3.1.1. <i>Jogszábeli háttér</i>	69
3.2. Gáztalanítás és gázbevitel	70
3.2.1. <i>Metán eltávolítása</i>	71
3.2.2. <i>Szén-dioxid eltávolítása</i>	74
3.2.3. <i>Oxigénbevitel – levegőztetés a víztisztításban</i>	77
3.2.4. <i>Szén-dioxid-bevitel</i>	77
3.3. Vastalanítás	78
3.3.1. <i>Oxidáció levegővel, vegyszerrel, koaguláció, adszorpció, szűrés</i>	78
3.4. Mangántalanítás	79
3.5. Ammóniumeltávolítás	80
3.5.1. <i>Biológiai ammóniummentesítés</i>	80
3.5.2. <i>Törésponti klórozás</i>	81
3.6. Arzénmentesítés	84
3.6.1. <i>Koagulációs szűrés</i>	86
3.6.2. <i>Adszorpció</i>	86
3.7. Fertőtlenítés	86
3.7.1. <i>UV-fertőtlenítés</i>	87
3.7.2. <i>Klór-dioxid</i>	88
3.7.3. <i>Ózon</i>	89
3.7.4. <i>További eljárások</i>	89
3.8. Membráneljárások	90
Fejezetzáró kérdések	91
Ajánlott irodalom	92

4. Az ivóvíz-előállítás biológiai vonatkozásai (Vadkerti Edit – Karches Tamás – Knisz Judit)

4.1. A nyersvíz biológiai tulajdonságai	93
4.2. A víztisztítás biológiai folyamatai	94
4.2.1. <i>Nitrifikáció a vízelosztó hálózatban, biológiai ammóniumeltávolítás</i>	95
4.3. Másodlagos vízminőségromlás, a hálózatban lejátszódó biológiai folyamatok	96
4.3.1. <i>Biofilmek kialakulása</i>	97
4.3.2. <i>Biokorrózió a vízelosztó hálózatban</i>	98
4.4. Patogének a vízelosztó hálózatban	99
4.5. A hidrodinamika és a biológiai folyamatok kapcsolata	100
4.5.1. <i>Áramlás a tisztítási technológia műtárgyaiban</i>	100
4.5.2. <i>Az áramlás hatása a vízelosztó hálózatban kialakuló biofilmre</i>	100
Fejezetzáró kérdések	101
Ajánlott irodalom	101

5. Víz tisztító telepek kialakítása és üzemeltetése (Török László)

5.1. Vízkivétel, mechanikai előtisztítás, felületi szűrők	103
5.1.1. Rácsok, gerebek	103
5.1.2. Nyitott és zárt szűrők	104
5.1.3. Üzemeltetés	105
5.1.4. Mérés és automatika	105
5.2. Gáztalanítás, levegőztetés	105
5.2.1. A gáztalanítók, levegőztetők kialakításának elvei	105
5.2.2. Légbefúvásos levegőztetők	106
5.2.3. Atmoszférikus gáztalanítók, levegőztetők	106
5.2.4. Vákuumos gáztalanítók	107
5.2.5. Nyomás alatti levegőztetők	108
5.2.6. A gáztalanítók, levegőztetők üzemeltetése, üzemellenőrzése	108
5.3. Ülepítés, derítés	108
5.3.1. Derítők	109
5.3.2. Gyors vegyszerbekeverők	109
5.3.3. Flokkulátorok	109
5.3.4. Ülepítők	109
5.3.5. Intenzifikált lemezes ülepítők	110
5.3.6. Kompakt derítők	111
5.3.7. Derítők üzemeltetése	112
5.4. Lassú szűrés	112
5.5. Gyorsszűrők (térfogati szűrők)	113
5.5.1. Szűrőanyagok	113
5.5.2. A gyorsszűrők üzemi jellemzői	114
5.5.3. Nyomás alatti zárt szűrők	114
5.5.4. Nyitott gyorsszűrők	116
5.5.5. Koagulációs szűrők	116
5.5.6. Adszorpciós szűrés, GAC- (Granulated Activated Carbon) szűrés	117
5.5.7. Szűrők öblítése	117
5.5.8. Szűrők üzemeltetése, a szűrés üzemellenőrzése	118
5.6. Fertőtlenítés	119
5.6.1. Klórozás	119
5.6.2. Ózonozók	120
5.6.3. Klór-dioxid-adagolók	120
5.6.4. UV-fertőtlenítők	121
5.7. A fertőtlenítés hatékonyságának és a fertőtlenítési melléktermékek ellenőrzése	122
5.8. Membránszűrés	122
5.8.1. Mikro- és ultraszűrők	123
5.8.2. A membránszűrők üzemeltetése	123
5.8.3. Mérés, szabályozás, üzemgazdasági mutatók	124
5.8.4. Hulladékvizek kezelése	125
5.9. A vízkezelő rendszer működésének és a hálózatba bocsátott víz minőségének ellenőrzése	125
Fejezetzáró kérdések	126
Felhasznált irodalom	126
Ajánlott irodalom	126

[Vákát oldal]

Előszó

A *Vízszerezés, víztisztítás* című tankönyv célja a hazai víznyerési és víztisztítási létesítmények és technológiák bemutatása a vízszerezés módjaitól és műtárgyaitól a víztisztítási alapfolyamatokon keresztül a víztisztító telepek kialakításáig és üzemeltetéséig.

A tankönyv tárgyalja a különböző vízbázisok típusainak megfelelően a vízszerezés módját és műtárgyait, a víztisztítás alapfolyamatait, az egyes szennyező anyagok eltávolítási mechanizmusait és technológiáit, az ivóvíz biológiai vonatkozásait, a víztisztító telepek kialakítását és üzemeltetését.

A tankönyv elsősorban a Nemzeti Közszolgálati Egyetem Víztudományi Kara vízügyi üzemeltető mérnök alapképzésének oktatási anyagaként szolgál, azonban haszonnal forgathatják a gyakorló „vizes” mérnökök, a *vízszerezés, víztisztítás és -szolgáltatás* területén dolgozó szakemberek és mindenki, aki elhivatottságot érez, hogy ezzel a területtel foglalkozzon. A tananyag feltételez vízkémiai, vízbiológiai, hidraulikai, gépészeti és víztechnológiai alapismereteket, azonban a szerzők igyekeztek a témaköröket úgy bemutatni, hogy előképzettség nélkül is könnyen érthetők legyenek. A fejezetek végén ellenőrző kérdések segítik a téma feldolgozását, áttekintését és elsajátítását.

A szerzők törekedtek a tömör bemutatásra, szem előtt tartva, hogy egy féléves kurzus keretében mennyi ismeretanyag adható át, ezért nem is volt céljuk, hogy a vízszerezés, víztisztítás kérdéseinek minden egyes részletét tárgyalják. A téma iránt mélyebben érdeklődőknek ajánljuk a fejezetek irodalomjegyzékében felsoroltak tanulmányozását.

Baja, 2021. január

A szerkesztő

[Vákát oldal]

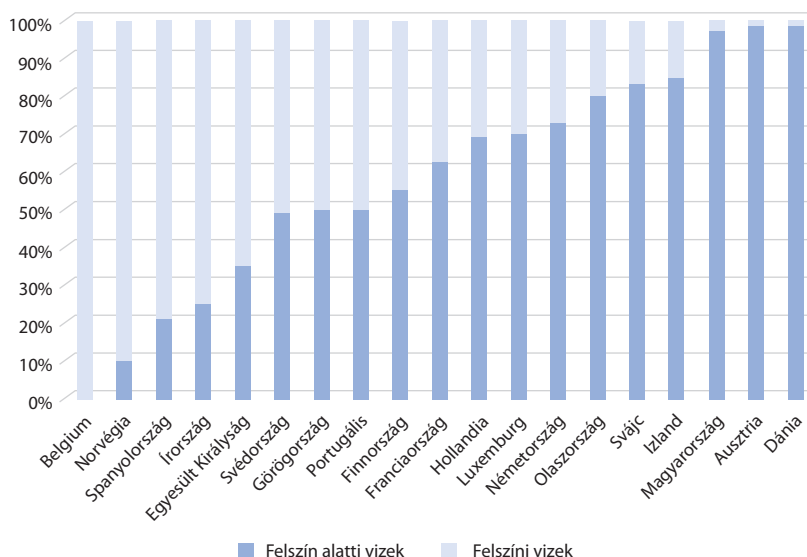
1. A vízszerezés módjai és műtárgyai

1.1. A vízszerezési módok arányai és tendenciái

A vízellátási folyamat első lépcsője a vízszerezés, de fontos, hogy egy vízszerezési célú műtárgy létesítése előtt a vízbázis gondos kiválasztása, kijelölése és védelembe helyezése megtörténjen. A vízbázisok megcsapolásának, kitermelésének számos módja terjedt el, ebben a fejezetben rövid áttekintést követően ezeket vesszük sorra.

1.1.1. A vízszerezés arányai és tendenciái

Megvizsgálva a világ országainak vízszerezési módjait azt tapasztaljuk, hogy a felszíni és felszín alatti vízszerezés egyaránt elterjedt és gyakorlott módszer. Az arányokat az 1.1. ábra mutatja.



1.1. ábra: Felszíni és felszín alatti vízszerezés arányai Európában (a szerző szerkesztése)

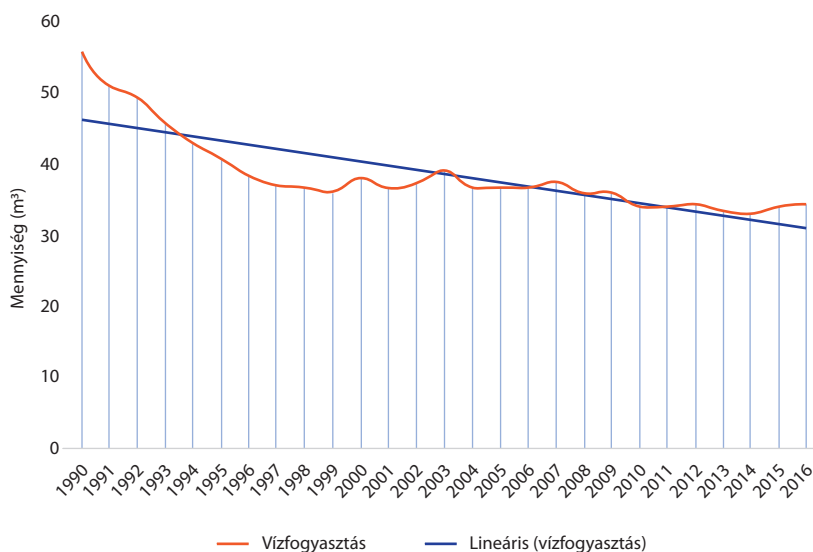
Számos, de természetesen közel sem végtelen kapacitású vízbázissal rendelkezünk, amelyek kihasználtsága a földrajzi, hidrogeológiai és demográfiai jellemzők miatt igen eltérő. Egyes vízkészletek – főleg a technológia hiánya vagy a magas költségek miatt – kiaknázatlanok, míg másutt a könnyen elérhető vízkészletek mára szinte teljesen kimerültek. A túlhasználatra a felszínen és a felszín alatt is találunk példát: az Aral-tó közel 70 000 km²-nyi vízfelülete mára töredékére csökkent, és a tavat elméletben tápláló Amu-darja és Szir-darja folyók egyike sem éri el eredeti torkolatvidékét, mert teljes vízhozamukat öntözésre használják. Szintén mezőgazdasági

használat miatt India egyes részein a talajvízszint helyenként 100 méterrel csökkent eredeti állapotához képest, ami – az ökológiai károkon túl – jelentős növekedést von maga után a víztermelés költségeire nézve, és komoly ivóvízhiánnyal fenyegeti az ott élőket.

A felszíni és felszín alatti vízszerezés megoszlása országanként jelentős eltérést mutat. Európa egyes országaiban – Belgium, Norvégia vagy a Brit-szigetek országai – a felszíni vízkivétel túlsúlyban van, ezzel szemben Magyarországon, Ausztriában és Dániában szinte csak felszín alatti vízkivétel történik. Az arányt, a helyi természeti adottságok mellett, az elterjedt vízszerezési és víztisztítási technológiák határozzák meg.

1.1.2. A vízszerezés hazai jellemzői

Magyarország ivóvízellátását közel kétezer ivóvízbázis biztosítja, jelentős többségük felszín alatti vízbázis. A vízszerezés természetesen szoros összefüggésben áll a vízigénnyel és a vízfogyasztással, ez utóbbiról pedig elmondható, hogy a globális vízfogyasztási ráta szignifikáns emelkedésével szemben a hazai vízfogyasztási adatok folyamatos csökkenő tendenciát mutatnak (1.2. ábra).



1.2. ábra: Az ivóvízfogyasztás mértékének és trendjének alakulása hazánkban (a szerző szerkesztése [1] alapján)

A csökkenő tendencia állandónak mondható, de a 90-es évek fordulóján az átlagosnál is határozottabb mértékű fogyasztáscsökkenés következett be. A 80-as évek elején feljegyzett adatok napi 4 millió m³ víz termelését rögzítették, ez az érték 2016-ban már alig a fele, 1 950 000 m³ volt.

A felszín alatti vízszerezésről szólva hazánkban egyaránt elterjedt a talajvíz, parti szűrősű víz, rétegvíz és karsztvíz termelése, és ugyan egymáshoz viszonyított arányuk változott az elmúlt évtizedekben, a csökkenő tendencia mindegyik esetében megfigyelhető.

1.2. Vízszerezés felszíni vízből

2016-ban Magyarországon 19 felszíni ivóvízbázist tartottunk nyilván, mintegy két nagyságrenddel kevesebbet, mint felszín alatti vízbázist. Felszíni vízszerezés hazánkban általában ott alakult ki, ahol a felszín alatti víz kitermelése nehézségekbe ütközött, de a felszíni víz minősége alkalmas volt a hosszú távú felhasználásra. A felhasználás célja és mennyisége, a felszíni víz adottságai, kitermelésének és kezelésének gazdaságossága határozta meg egy felszíni vízbázis kijelölését. Általánosságban elmondható, hogy a felszíni vízbázisra közvetlenül hatnak a meteorológiai, klimatikus és hidrológiai tényezők, vízminősége változó lehet, természetes vagy antropogén eredetű szennyezőanyagok pedig késleltetés nélkül jelennek meg benne. A felszín alatti vizekhez hasonlóan a lebegőanyag-tartalom és a szervesanyag-tartalom magas, amelyet a víztisztító technológia megválasztásánál figyelembe kell venni, továbbá a technológiának alkalmasnak kell lennie az esetleges vízminőség-változás követésére. Magyarországon 2016-ban több helyen felszíni vízbázis üzemelt, többek között a Balatonon, az Ipoly és a Zagyva mentén, valamint a Lázberci-víztárolónál. Vízminőség-védelmi szempontból felszíni vízbázisaink kivétel nélkül a sérülékeny kategóriába kerültek.

Felszíni vízkivételnek a korábban említett esetek mellett akkor lehet létjogosultsága, ha a körülmények nem teszik lehetővé állandó vízbázis használatát vagy kút kiépítését. Ilyen eset lehet, ha az ellátandó terület nem állandó helyszínen található, az ivóvíztisztító technológiát időnként át kell telepíteni, például katonai egység, menekülttábor, nagyobb vízigényű építkezés ideiglenes ellátására. Ilyen esetekben a vízellátás átmenetinek tekinthető, kút fúrására, kiépítésére nincs idő és lehetőség, életszerűbb egy felszíni vízbázis használata.

1.2.1. A felszíni vízszerezés előnyei és hátrányai

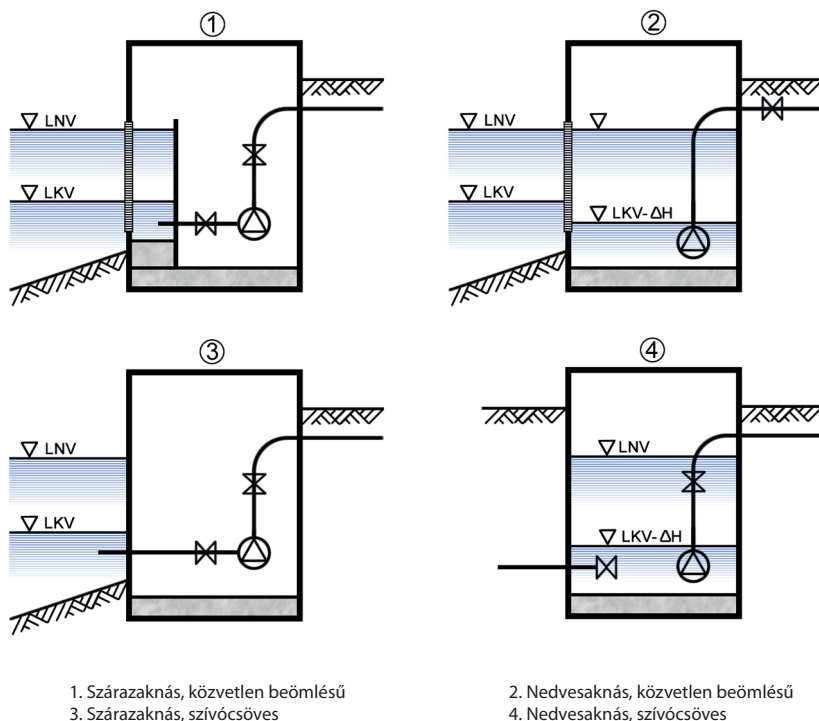
A felszíni vízszerezés kétségtelen előnye, hogy könnyen hozzáférhető, gazdaságosan kitermelhető, nincs szükség előzetes feltárára, próbafúrásra. A mérleg másik oldalán, azaz a hátrányok között azonban számos szempontot találunk. Felszíni víz esetében mindenképpen számolni kell úszó-lebegő szennyeződésekkel, amelyek a vízkivételi művek üzemét hátrányosan befolyásolhatják. A szélsőséges vízjárás is megnehezíti a vízkivételt, így efféle vízkivételi művek telepítése elsősorban olyan helyeken célszerű, ahol a vízjárás viszonylag kiegyenlített vagy mesterségesen szabályozható. Felszíni vizek vízminőségi paramétereit tekintve jellemző a kolloidméretű szennyezőanyagok és a vízben oldott vagy oldhatatlan állapotban lévő szerves szennyezők, mikroszennyezők jelenléte, amelyek kezelése a víztisztítási technológia külön lépcsőjét igényli. Felszíni ivóvízbázis használatánál fokozott figyelmet igényel, hogy bármilyen antropogén eredetű szennyezés késleltetés nélkül jelenik meg, azaz egy szennyezéssel járó haváriaesemény azonnali reakciót igényel.

1.2.2. A felszíni vízszerezés módjai és műtárgyai

A felszíni vízkivétel kialakításának legfontosabb szempontja, hogy az adott víztestre jellemző körülmények szélső értékei esetén is megfelelő biztonsággal üzemeltethető legyen. Emellett tekintettel kell lenni a víztest morfológiai tulajdonságaira, a vízminőségi jellemzők periodikus,

trendjellegű vagy haváriaszerű változásaira, illetve jellemző jégviszonyaira. Ebből adódóan más műtárgyak alkalmasak folyókból, tavakból, illetve víztározókból történő vízszerezésre.

Általánosságban vizsgálva egy felszíni vízszerezésre kialakított műtárgy lehet közvetlen beömlésű vagy szívócsöves működésű, kialakítása pedig egyaránt lehet szárazaknás vagy nedvesaknás. Mindkét megoldásnak vannak előnyei és hátrányai is, amelyeket mérlegelni szükséges.



1.3. ábra: Vízkivételi művek változatai (a szerző szerkesztése)

- Nedvesaknás megoldás esetén a műtárgy kialakítása általában egyszerűbben kivitelezhető, hiszen az akna vízzárósága nem feltétel. A víz alatt lévő szerelvények feliszapolódásának kockázata viszont fennáll, így ezek folyamatos karbantartása szükséges.
- Szárazaknás kivétel esetén a szerelvények és a szivattyú szélesebb termékskáláról választható, javítás, karbantartás könnyebben kivitelezhető, a szerelvények egyszerűbben hozzáférhetők. A műtárgy kialakításának lényeges feltétele azonban a vízzáróság, illetve az esetlegesen szivárgó és felgyülemelő víz eltávolításáról gondoskodni kell.

A száraz- és nedvesaknás, közvetlen beömlésű és szívócsöves kialakítású műtárgyakra a 1.3. ábrán láthatunk példát.

A felszíni vízbázisból történő vízszerezés eseteit a víztest típusa szerint célszerű csoportosítani, azaz megkülönböztetünk folyókból, tavakból és tározókból történő vízszerezést.

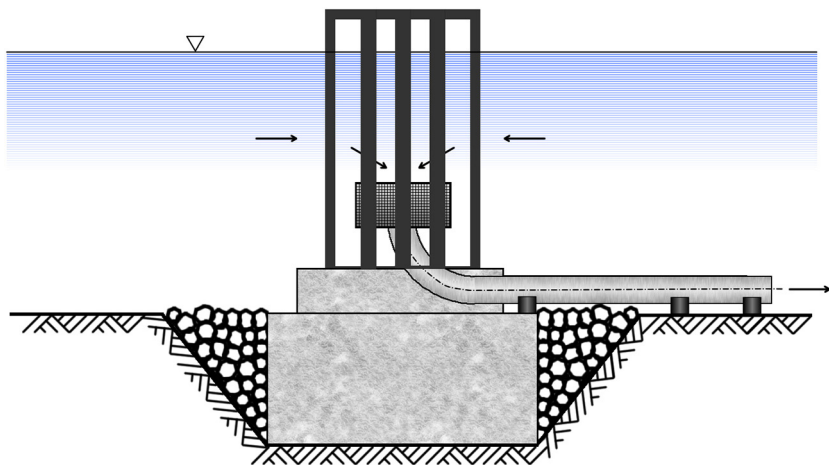
1.2.3. Vízszerzés folyókból

Folyóból történő vízkivételi mű hazánkban többek között a Zagyva mentén, az Ipoly és Bódva folyókon, a Dunán, Mohácsnál, valamint Szolnokon a Tisza jobb partján üzemel, de Szilvásváradon a Szalajka-patakon is találkozhatunk felszíni víztermeléssel. Folyóra telepített vízkivételi művek üzemeltetése esetén számos szempontot és paramétert figyelembe kell venni:

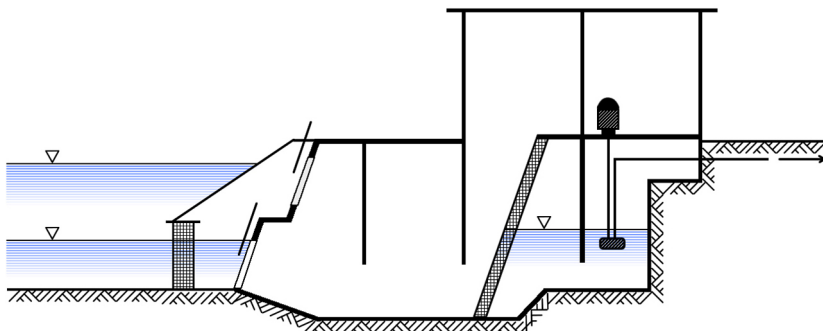
- a folyó jellemző vízjárását, a különböző vízállások gyakoriságát, tartósságát és trendjellegű változásait;
- a szükséges vízigény a legkisebb vízállás tartós előfordulása esetén is biztonsággal kielégíthető legyen;
- a víztermelés a legkisebb vízállásnál se befolyásolja jelentős mértékben a folyó környezeti állapotát;
- a jellemző jégviszonyokat, jégzajlás gyakoriságát és tartósságát;
- az úszó, lebegtetett, valamint görgetett hordalék mennyiségének alakulását;
- a vízminőségi jellemzők periodikus és trendjellegű változását;
- a folyó érintett szakaszán előforduló, szennyezés kockázatát hordozó haváriaesemények valószínűségét.

Kisebb vízfolyások esetében a vízjárás szélsőséges változására fel kell készülni, illetve az esetleges tartósan alacsony vízhozam lehetőségét figyelembe kell venni. Ilyen esetekben kisebb duzzasztómű és tározó létesítése célszerű lehet, amely egyrészt a kiegyenlítettebb vízellátást, másrészt a vízkivételhez szükséges vízmélységet is biztosítani tudja.

Nagyobb vízfolyások esetében a mederben kialakított szívócsöves vízkivételi mű (1.4. ábra), illetve a parton létesített közvetlen beömlésű műtárgy (1.5. ábra) alkalmazása jellemző.



1.4. ábra: Folyómederbe telepített szívócsöves vízkivételi műtárgy (a szerző szerkesztése)



1.5. ábra: Parton létesített közvetlen beömlésű vízkivételi műtárgy (a szerző szerkesztése)

A vízkivételi műtárgyak létesítésekor további olyan gyakorlati szempontokat szükséges figyelembe venni, amelyek a hosszú távú, zavartalan üzemeltetés alapját jelenthetik:

- Az antropogén szennyezések kockázatát figyelembe véve a vízkivételi művet célszerű települések feletti folyószakaszra építeni.
- Figyelembe kell venni a folyómeder hidromorfológiai sajátosságait. Vízkivételi mű stabil mederszakaszra építhető, lehetőség szerint a folyó mosott vagy egyenes szakaszára.
- A vízkivételi mű közvetlen környezetét a folyó mederalakító hatásától, illetve az abrúziótól védeni szükséges.
- Felszíni vízkivételi művet nem célszerű a folyó épített oldalára, illetve öbölbe telepíteni a feliszapolódás jelensége miatt.
- A vízkivételi művet az uszadéktól, jégzajlástól védeni szükséges.

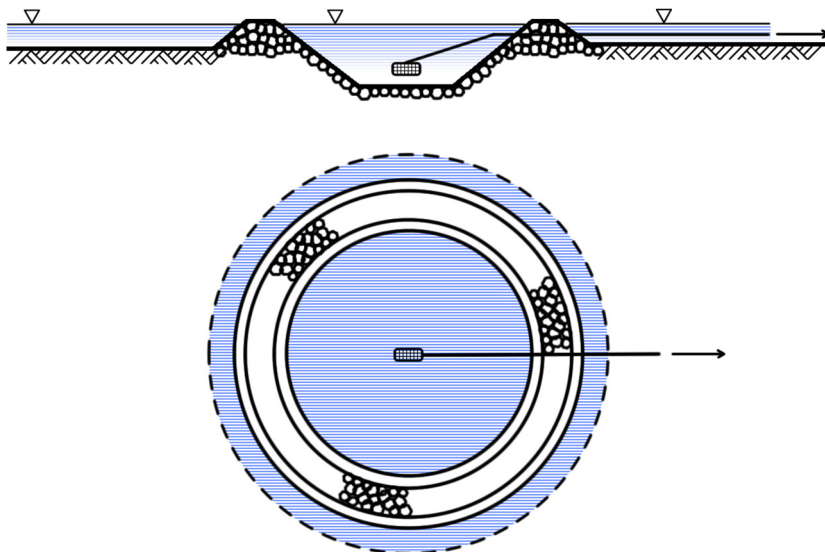
1.2.4. Vízszedés tavakból

Többől történő vízszedés Magyarországon csak a Balatonon folyik összesen 7 helyen, többek között Balatonfüreden és Siófokon is. A Balaton vízminősége általában I-es, vagy II-es kategóriába sorolható, így felszíni vízszedésre alkalmas. Tavi felszíni vízkivételi mű létesítésénél figyelembe kell venni, hogy hazai tavaink mélysége általában sekély, ez pedig jelentősen megnehezíti a vízkivételt. Fontos szempont továbbá, hogy a tavak vízminősége általában a part mentén rosszabb, és a közepe felé haladva javul, így a vízkivétel helyének átgondolt megválasztása különösen fontos.

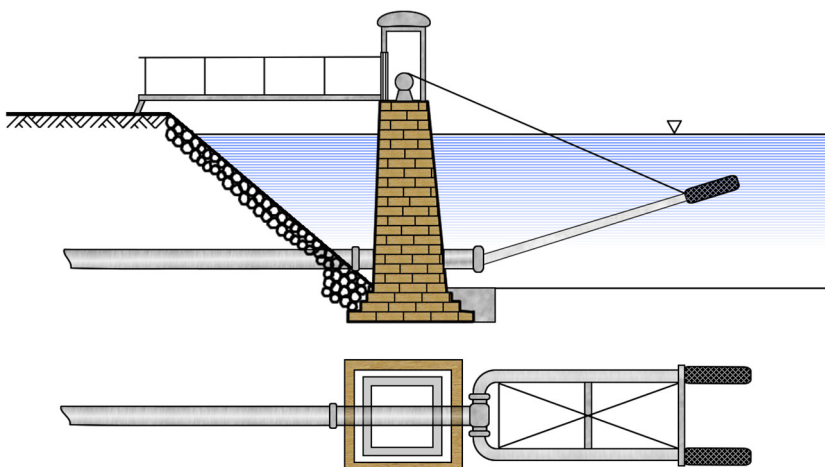
A sekély mélység miatt a vízkivétel többnyire csak szívócsöves megoldással oldható meg, a beömlés alatt tartandó 0,5-0,6 méter, valamint a beömlés feletti 1 méter biztosítása többnyire a meder kotrásával, átalakításával, illetve rendszeres karbantartásával biztosítható. A vízkivételi mű környékének feliszapolódását lehetőség szerint meg kell akadályozni. További probléma lehet – különösen sekély vizű tavaknál – a téli jégborítottság, ahol a kialakuló jég réteg megnehezíti vagy éppen lehetetlenné teszi a vízkivételt.

A meder kotrásával, átalakításával és biztosításával járó szűrőgátas vízszelési megoldással tartósan biztosítható a megfelelő vízmélység. Kialakításának módját az 1.6. ábra mutatja be.

Olyan tavakban, ahol jellemző a vízszint szélsőséges alakulása, a vízkivételi műnek alkalmazkodnia kell a pillanatnyi vízálláshoz, hogy a szívócső alatti és feletti vízoszlop biztosítható legyen. Egy ilyen megoldást mutat be az 1.7. ábra, ahol a szívócső elhelyezkedése változtatható, így hatékony módon követhető a vízszintváltozás.



1.6. ábra: A megfelelő medermélységet biztosító szűrőgátas megoldás (a szerző szerkesztése)



1.7. ábra: A vízszintváltozás követésére alkalmas szívócsöves műtárgy (a szerző szerkesztése)

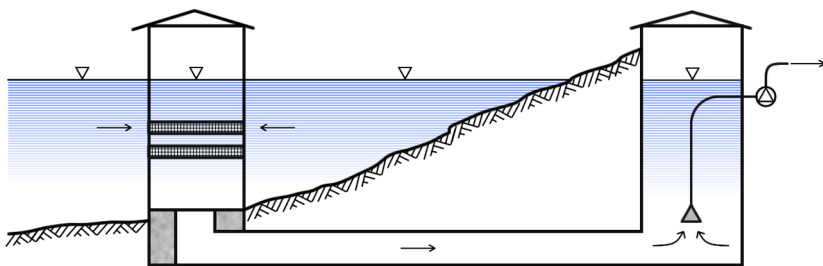
1.2.5. Vízszelés tározókból

Hazánkban több kis vízhozamú patakon is létesült olyan tározó, amelyből víztermelés is folyik. Többek között a Komra-patakon létesült Komravölgyi víztározó, a Gyöngyös-patakon működő Csórréti-víztározó, valamint a Bán-patakra épült Lázbérci-víztározó, utóbbi a legnagyobb kapacitású tározóból termelő felszíni vízkivételi mű.

Tározóknál a vízmélység változó, de egyes esetekben jelentős mélységű lehet, így különös tekintettel kell lenni a vízmélység okozta vízminőségi rétegzettségre. Már néhány méter mélység

esetén is jelentős vízminőségi különbség jelentkezhet az egyes rétegek között. Amíg a felszín közelében jellemző a jelentős oldotttoxigén-koncentráció, nagy algaszám, növényzet, úszó szennyeződések, addig a mélyebb rétegekben anaerob körülmények uralkodhatnak, és megjelennek a víz organoleptikus tulajdonságait hátrányosan befolyásoló vegyületek: vas, mangán, valamint kén-hidrogén és metán. A vízkezelő technológia egyes elemeinek helyes megválasztásánál ez meghatározó paraméter. Mindezekre tekintettel tározóknál változtatható szintű vízkivételi tornyok létesítése célszerű.

A fentiek mellett tározókból történő vízszerezés esetén figyelemmel kell lenni arra, hogy a tározóba ömlő vízfolyások vízminőségét mely hatások veszélyeztetik. Egy esetleges havária-jellegű szennyezés gyors és jelentős mértékű vízminőségromlást eredményezhet. Fontos szempont továbbá, hogy egy jelentősebb esőzés vagy hóolvadás során a tározó vize több, a tápláló vízfolyástól független irányból is szennyeződhet. Egy heves esőzést követően kialakuló villámárvíz jelentős mennyiségű úszó-lebegő hordalékot szállíthat a tározóba, amely a vízkivételi mű károsodását, illetve a későbbi bomlásából származó vízminőségromlást idézhet elő.



1.8. ábra: Vízkivétel mélyebb tóból vagy tározóból (a szerző szerkesztése)

Összességében elmondható, hogy a felszíni vízszerezés legnagyobb kihívása a periodikusan vagy éppen kiszámíthatatlanul változó környezeti viszonyok követése. A változó vízjárás és vízminőség, a kiegyenlítetlen hőmérséklet és oldotttoxigén-koncentráció, a rövid és hosszú távú hidromorfológiai változások gondos tervezést, különleges odafigyelést és gyors reakciósebességet igényelnek.

1.3. Vízszerezés felszín alatti vízből

Magyarországon 2016-ban a felszín alatti vízbázisok száma 1 933 volt. Jól látható tehát, hogy vízellátásunk jelentősebb részét fedezzük felszín alatti vízbázisokból. A vízszerezés módjainak és lehetőségeinek részletesebb elemzése előtt fontos a felszín alatti vizek típusainak megkülönböztetése, minőségi és mennyiségi tulajdonságainak ismerete.

1.3.1. A felszín alatti vizek típusai

A víztest elhelyezkedése alapján megkülönböztetünk talajvizet, rétegvizet, parti szűrészű vizet és karsztvizet. Közvetlenül a talajfelszín alatt a talaj háromfázisú, azaz a szilárd, a folyadék- és a gázhalmazállapot egyaránt jelen van. Az ebben a rétegben előforduló vizet talajnedvesség-

nek nevezzük, ezt azonban nem tekintjük felszín alatti víztípusnak. A talaj háromfázisú rétege a talajvíztükörig tart.

1.3.1.1. Talajvíz

A legfelső vízzáró réteg felett kialakult víztartó rétegben elhelyezkedő víztest. Felső határa a talaj-víztükör, mélysége jellemzően nem nagyobb, mint 50 méter. A talajvíztükör alatt a talaj kétfázisú, azaz szilárd és folyékony halmazállapot jellemző. A talajvíz mennyiségére és minőségére nagymértékben hatnak a meteorológiai és más környezeti viszonyok, és különösen érzékeny a felszín felől érkező szennyezésekre. Lebegő talajvíznek a feküvel, azaz vízzáró réteggel nem rendelkező talajvizet hívjuk, általában jelentősebb csapadékhullás után, felszíni beszivárgásból származik, és elhelyezkedése nem tekinthető állandónak. A talajvízre atmoszférikus nyomás jellemző, de bizonyos esetben, például részben zárt víztartóban kialakulhat nyomás alatti talajvíz is. Változó szintje, elérhető, kitermelhető mennyisége, valamint kevésbé ideális vízkémiai jellemzői miatt ivóvízellátásra történő használata nem jellemző, felhasználása inkább a mezőgazdaságban gyakori.

1.3.1.2. Rétegvíz

Két vízzáró réteg között elhelyezkedő víztest. Jellemzője, hogy a felszíni hatásoktól, szennyezésektől általában védett, de jelentősebb kitermelése esetén előfordulhat, hogy az utánpótlódás felszínhez közelebbi rétegekből történik, így szennyeződésének kockázata fennáll. Mennyiségi és miniségi ingadozások kevésbé jellemzők, fizikai és kémiai tulajdonságai kiegyenlítettebbek a talajvíznél. Jellemző szennyezői a vas, mangán és arzén, problémát okozhat még a metán és a szén-dioxid jelenléte, valamint a nyersvíz magas hőmérséklete. A réteg vízáadó képessége tág határok között mozoghat, rétegvízút fúrása előtt mindenképpen szükséges próbafúrások elvégzése és a vízáadó réteg alapos diagnosztikája. A rétegvíz kitermelése mélyfúrású kúttal történik.

1.3.1.3. Parti szűrész víz

Felszíni víz közelében lévő felszín alatti vízbázis, amelyre jellemző, hogy a termelt víz utánpótlódása 50%-ot meghaladó mértékben a felszíni víztestből, beszivárgásból származik. A kitermelt nyersvíz minisége általában igen jó, akár az ivóvíz miniségi előírásainak megfelelő lehet. Különlegessége abban rejlik, hogy a felszíni víz mederfalán szivárgó víz természetes tisztulási folyamaton megy keresztül. A szivárgás során mechanikai, fizikai-kémiai és biológiai folyamatok zajlanak, amelyek következtében többek között a felszíni víz lebegő- és szervesanyag-tartalma csökken jelentős mértékben, valamint mikrobiológiai paraméterei akár több nagyságrenddel is javulhatnak. A szivárgás során a mederágy adottságainak függvényében a folyó vize változó arányban keveredik a felszín alatti vízzel, így a víztermelő kútból kitermelhető nyersvíz tulajdonképpen e kettő keveréke. Bizonyos szempontból a felszíni és felszín alatti víztermelés közötti átmenetnek tekinthető, de egyértelműen a felszín alatti vízszervezési módok közé sorolandó. Kitermelése jellemzően galériával, csőkúttal vagy csápos kúttal történik. Szennyezőanyag-tartalmát

jelentősen befolyásolja a parti szűrt víz és a háttérvíz aránya, utóbbi jelentősebb mennyisége magasabb vas- és mangántartalmat jelent.

1.3.1.4. Karsztvíz

Egyes hegységek – hazánkban a Bakony és az Északi-középhegység – területein előforduló felszín alatti vízforma, amely kitermelésre, vízkivételre általában kiváló minőségű és megfelelő mennyiségű. Megkülönböztetünk nyílt és zárt karsztot, előbbi érzékeny a külső szennyezésekre, utóbbi változó mértékben védett a felszín felől érkező szennyezésektől. Mivel a karsztképződményekre jellemző, hogy nagy területen, egymással összefüggő vízszállító járatok, hasadékok, barlangok fordulnak elő, ezért utánpótlódása általában jónak mondható. Fontos látni azonban, hogy a hazai karsztvízszint a múlt század végéig folyamatos csökkenést mutatott. Ez többek között annak is köszönhető, hogy a karsztvíz kitermelése – ellentétben a többi vízszervezési módtól – nem csupán a víz felhasználására irányul, hanem a mélységi bányászatot lehetővé tévő vízszintsüllyesztésre, vízmentesítésre is. A bányászat mértékének hazai csökkenésével karsztvizeink szintjének emelkedése tapasztalható.

1.3.2. A felszín alatti vízszervezés általános feltételei

A felszín alatti vízszervezés feltételei tulajdonképpen hasonlóak a felszíni vízszervezés feltételeihez, azaz könnyen elérhető, megfelelő minőségben és mennyiségben rendelkezésre álló és megfelelő mértékben utánpótlódó víztest jelenléte szükséges. Felszín alatti víz felhalmozódására alkalmas képződmény leginkább két közetrétegben alakulhat ki: laza, üledékes, szemcsés kőzetek (kavics, homokos kavics, durva szemű homok) pórusterében, illetve szilárd, de kevésbé tömör kőzetek repedéseiben, réseiben, üregeiben.

Előbbi geológiai képződmények, azaz a víztározásra alkalmas szemcsés-üledékes rétegek főleg a földtörténeti negyedkorban, folyóink által lerakott alluvialis teraszokon alakultak ki. A szemcsés rétegek az üledékképződési folyamatok következtében igen változatosak lehetnek, jellemzően agyag-, homok- és kavicsrétegek, illetve ezek keverékei fordulhatnak elő, ezek a rétegek kutatófúrással jól felderíthetők. A durva szemcseméret közötti pórustérfogat tartalmazza leginkább a kitermelésre alkalmas vízmennyiséget. Kijelenthető, hogy minél durvább szemcseméretű az üledék, annál kedvezőbb a pórustér hányada, amelyben a víz a potenciálszint-különbség hatására a kitermelés helyének irányába elmozdítható. Az egyes üledékrétegek egymásra helyeződésével a bennük tárolt vízkészlet tulajdonképpen konzerválódott és nyomás alá került, így alakultak ki a vízzáró rétegek között elhelyezkedő, nyomás alatti rétegvizek. A fedő képződmények által kialakított geológiai nyomás mellett további nyomást eredményezhet a rétegekbe került szerves anyagok bomlásából származó gázok keletkezése is. Nyomás természetesen a lejtősen elhelyezkedő vízzáró rétegek között felgyülemlett víz súlyából is adódhat.

A szilárd közetrétegek esetében szintén a jelentősebb pórustérfogattal rendelkező geológiai képződmények alkalmasak vízszervezésre. Ilyen képződményeket általában karsztvidékeken találunk, ahol a víz által kioldott repedésektől a barlang rendszerekig jelentős ösztérfogattal rendelkező üregek alakultak ki, amelyek számottevő mennyiségű és kitermelhető vizet raktározhatnak.

1.3.3. Utánpótlódás és vízmérleg

Kútból történő vízszerezés a kútban, illetve annak közvetlen környezetében lévő víz kitermelésével történik. A vízkivétel hatására a kút környezetében potenciálszint-csökkenés és úgynevezett depressziós tér alakul ki, amely hatására vízáramlás indul meg a kúttól távolabbi területek irányából a kút felé, így biztosítva az utánpótlódást. A folyamatos víztermelés idejének előrehaladtával a víz utánpótlódása egyre távolabbi területekről történik. Idővel – a depressziós tér megfelelő kiterjedése után – a csapadék beszivárgásból származó víz mennyisége kiegyenlíti a termelt víz mennyiségét, és a rendszer egyensúlyba kerül. Ebben a helyzetben a csapadékból történő beszivárgás fedezi a kitermelt víz mennyiségét. Egyes esetekben előfordulhat, hogy a kút közvetlen környezetében a beszivárgás nem valósul meg, ilyenkor a depressziós tér kiterjedtebb lesz, és a beszivárgás távolabbi területeken történik. Ilyen esetekben köztes vízvezető réteg közvetítésével történhet a víz utánpótlódása. Bizonyos esetekben a depressziós tér kiterjedése felszíni víztestet is elérhet, ekkor részben a felszíni víz biztosítja a kitermelt víz utánpótlását. Ez azonban nem összekeverendő a parti szűrés jelenségével, amely esetben a felszíni vízből történő beszivárgás jóval nagyobb, 50%-ot meghaladó mértékű. Ha a túlzott kitermelés hatására az egyensúly nem áll fel, és a beszivárgó csapadék mennyisége nem képes fedezni a kitermelt víz mennyiségét, talajvízszint-süllyedés lép fel. Hazánkban ilyen jelenség az Alföld egyes területein tapasztalható, ahol a talajvízszint süllyedése az évi 10 cm-t is elérheti. Negatív vízmérleg esetén a felszínközeli vízáadó réteg szintje fokozatosan csökken, illetve akár teljesen kiürülhet. Ilyen esetben a kitermelés energiaigénye és költségei is növekednek, így célszerű lehet korlátozást bevezetni, csökkentett igénybevétellel üzemelni, vagy más vízáadó réteget keresni. A leginkább célravezető megoldás természetesen a vízhasználat csökkentése kisebb vízigényű technológiák és módszerek alkalmazásával.

1.3.4. A felszín alatti vízszerezés megelőző vizsgálata

Egy kiválasztott víznyerőhely, illetve vízáadó réteg esetén minden esetben vizsgálni szükséges a rendelkezésre álló vízkészletet és az utánpótlódás megfelelőségét. Ezek a vizsgálatok alapvetően hidrogeológiai és hidrológiai adatokra épülnek, és a vizsgálandó terület általában jelentősen meghaladja a víztermelésre választott terület közvetlen környezetét.

Vízáadó rétegre víznyerési célból kutat vagy kútsoportot telepítve előre meg kell becsülni, hogy a tartós víztermelés feltételei adottak-e. E vizsgálatok alapja a Darcy-féle szivárgási alaptörvény, amely felszín alatti vizekben írja le a szivárgás sebességét. Eszerint a szivárgás sebessége (v) arányos a szivárgási tényezővel (K) és a hidraulikai gradiennel (i). A Darcy-féle sebesség azonban a teljes vizsgált térfogatra vonatkozik, ezzel szemben a szivárgás csak a teljes térfogat szabad hézagtérfogattal arányos kisebb részében következik be, ezért a pórusbeli átlagos szivárgási sebességet (v_p) a Darcy-sebesség és a szabad hézagtérfogat hányadosaként kapjuk:

$$v_p = K \frac{i}{n_0} = \frac{K}{n_0} \times \frac{\Delta h}{dx}$$

A szivárgási tényező számításával történő meghatározásához a következő összefüggés alkalmazható:

$$K = A_s \times d_m^2 [m^2]$$

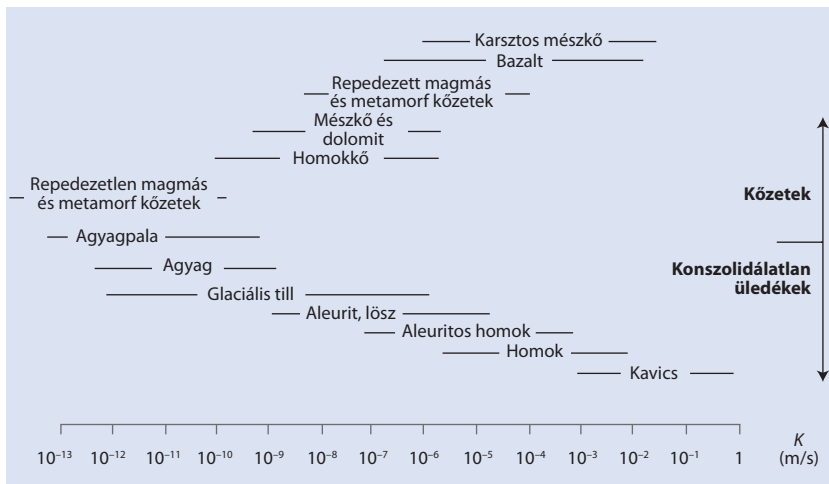
ahol

K – a vizsgált kőzet áteresztőképessége [m^2]

A_s – Slichter-szám

d_m – az adott kőzet mértékadó szemcseátmérője [m].

A szivárgási tényezők az egyes kőzettípusok esetében eltérőek, jellemző értékeiket az 1.9. ábra foglalja össze.



1.9. ábra: Különböző kőzettípusokra és üledékekre jellemző hidraulikus vezetőképességi értékek (k) (a szerző szerkesztése [2] alapján)

A kitermelőhely vízhozamának számítására a Dupuit–Thiem-féle összefüggések alkalmazhatók.

Szabadfelszínű szivárgásra:

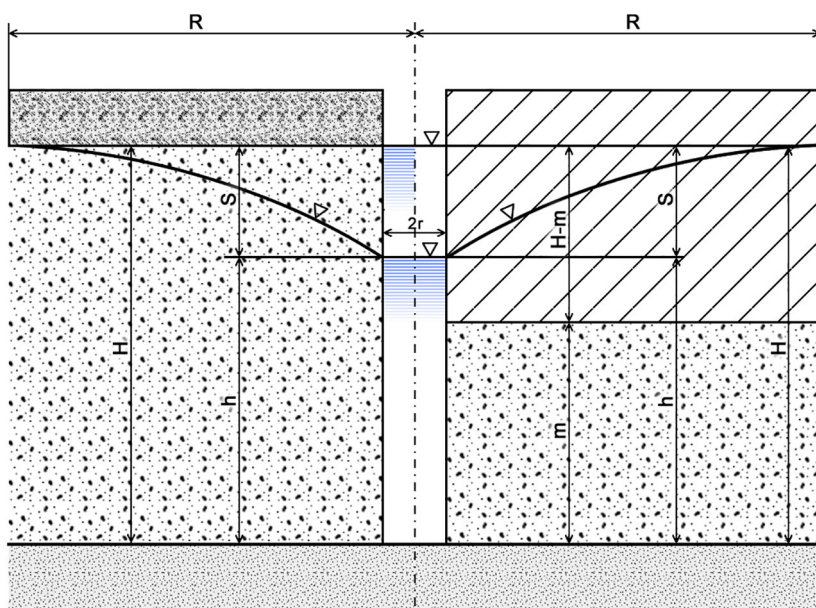
$$Q = \pi \cdot k \cdot \frac{H^2 - h^2}{\ln \frac{R}{r}}$$

Nyomás alatti szivárgásra:

$$Q = 2\pi \cdot k \cdot m \cdot \frac{H^2 - h^2}{\ln \frac{R}{r}}$$

Az összefüggésben szereplő jelölések magyarázatául az 1.10. ábra szolgál.

Természetesen ezek az összefüggések homogén környezeti feltételekből, azaz elméleti közelítésből indulnak ki, amely a természetben ritkán fordul elő. A gyakorlatban ezen összefüggések további bővítésekkel, korrekciókkal alkalmasak a különböző víznyerőhelyek vízkészletének és utánpótlódásának vizsgálatára.



1.10. ábra: A szabadfelszínű és nyomás alatti kutak vízhozamának számítása (a szerző szerkesztése)

1.3.5. Vízszerezés felszínhez közeli talajvízből

A felszínhez közeli talajvíz kitermelése az elmúlt néhány ezer évben a vízellátás legelterjedtebb megoldása volt. A technológia fejlődésével, mélyfúrású kutak létesítésével elérhetőek lettek a rétegvizek, így a talajvíz termelése és felhasználásának mértéke visszaesett. Ennek fő oka, hogy felső vízzáró réteg hiányában kifejezetten érzékeny a felszín felől érkező szennyezésekre, minősége változó, elérhető mennyiségét közvetlenül befolyásolják a meteorológiai viszonyok. Mezőgazdasági célra legtöbbször alkalmas, de közműves ellátásra általában nem, vagy csak jelentősebb kezelés után hasznosítható.

Egy háborítatlan felszínközeli víztest mennyiségi mérlegét tekintve a beszivárgás és a párolgás a meghatározó, de a legtöbb felszín alatti víztesthez hasonlóan itt is jellemzőek az oldalirányú mozgások, azaz a hozzáfolyás és az elszivárgás. Felszíni víztest közelsége esetén jellemző az azzal való hidrogeológiai kapcsolat.

A felszínközeli talajvíz általános jellemzői:

- szoros – ha nem is teljesen közvetlen – kapcsolat a felszínnel és a környezeti körülményekkel;
- felső vízzáró réteg hiányában a felszín felől érkező szennyeződésekkel szemben nincs természetes védettsége;
- a mennyiségi és minőségi jellemzői változók lehetnek, az utánpótlás területi jellemzői sem állandók;
- évszakosan változó, ingadozó hőmérséklet;
- jellemző szennyezői: vas-, mangán- és nitrogénvegyületek (ammónia, nitrit, nitrát), szennyvízből, állattartásból származó mikrobiológiai szennyezés;
- esetenként agresszív szén-dioxid jelenléte.

A talajvíz kitermelésének feltétele – hasonlóan más vízszervezési módokhoz – a gondos tervezési és előkészítési feladatok végrehajtása:

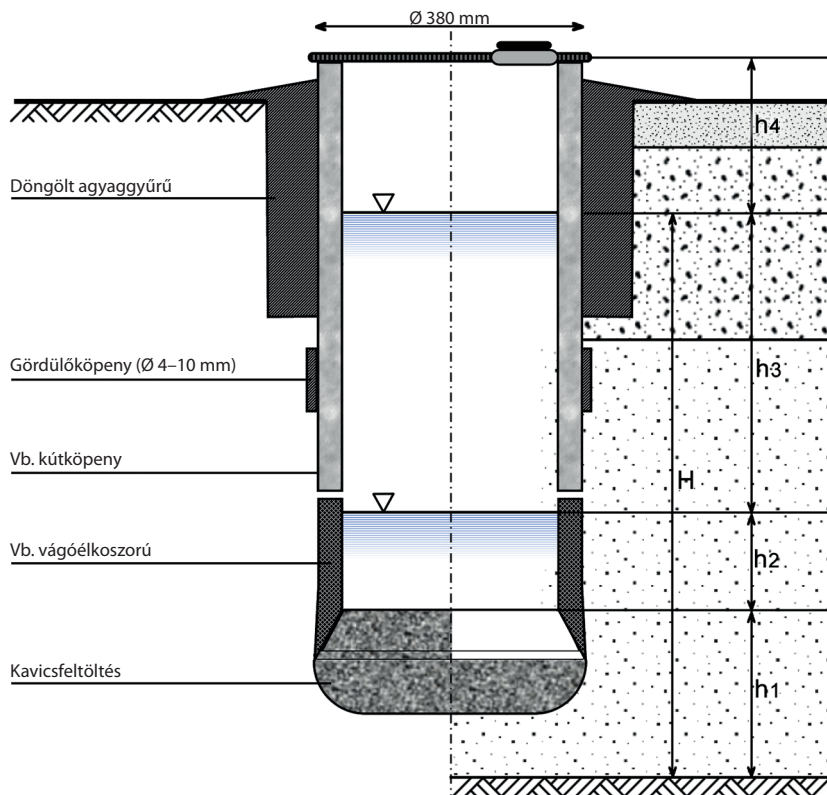
- a kijelölt víznyerőhely tulajdonságainak és alkalmasságának vizsgálata (próbaúrás, modellezés), vízkémiai összetétel elemzése, utánpótlódás számítása;
- az állandó és periodikus környezeti, valamint antropogén hatásokkal összefüggő vízminőség-változások pontos felderítése;
- a víznyerőhely környezetében folyó emberi tevékenységből adódó állandó, periodikus és haváriajellegű szennyezési kockázatok felderítése;
- technikai, gazdasági szempontok figyelembevételével a legalkalmasabb vízszervezési mód és eszköz meghatározása;
- szükség szerint a vízbázis védelembe helyezése.

1.3.5.1. A talajvízszervezés gyakorlati lehetőségei

Talajvíz kitermelésére jellemzően az aknakutak és a csókutak alkalmasak.

Aknakutak

A felszín közelében elhelyezkedő talajvízkészletek kitermelésének hagyományos műtárgya az aknakút. Kiépítése a kút falát alkotó betongyűrűk fokozatos süllyesztésével történik, miközben a kút belsejéből a talajt kitermelik. A víz beáramlása aknakút esetében az oldalsó szűrőbetéteken, valamint fenékbeömlésű kút (1.11. ábra) esetében a talpon történik. Az aknakutak vízáadó képességének számítása összetett feladat, mert az utánpótlódó vízmennyiség a kút változó vízálulásának függvénye.



1.11. ábra: Fenekbeömlésű aknakút felépítése (a szerző szerkesztése)

A víztermelés megkezdésével a vízkitermelés a tározótérből történik, aránylag gyors vízszint-süllyedés mellett. A vízszint süllyedésével az utánpótlódás fokozatosan kezdődik meg, a vízszint süllyedése lassul a kitermelés és az utánpótlódás egyensúlyi állapotához közeledve, majd, ideális esetben, eléri azt. A termelés leállításával az utánpótlódás folytatódik a nyugalmi egyensúlyi állapot eléréséig.

Csőkutak

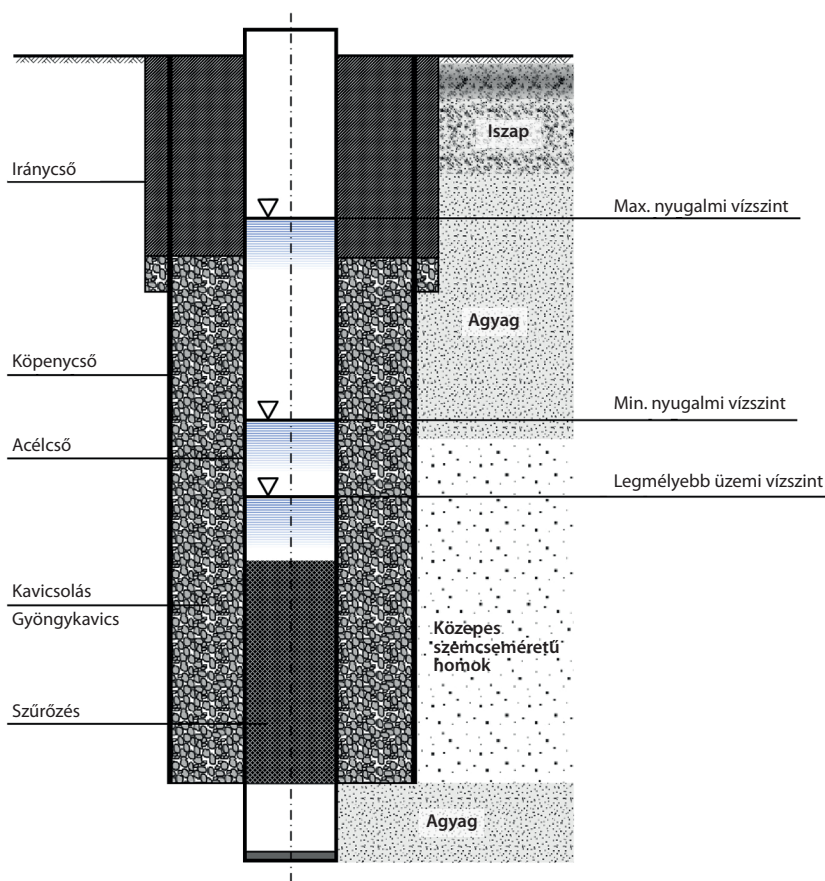
Sekély mélységű, azaz 50 méternél nem mélyebb fúrással létrehozott kút. A kút fokozatos mélyítéssel és a kitermelt kőzetanyag szakaszos felszínre hozásával pontos képet kaphatunk a jellemző geológiai rétegadottságokról, így a kút ideális mélysége jól meghatározható. A csőkút kiképzése lényegében három lépésből áll: iránycső elhelyezése, béléscsővezetés és szűrőelhelyezés.

Az alkalmazható csőanyagok korábban acélból és azbesztcementből készültek, újabban főleg saválló acél, valamint műanyagok használata jellemző.

A szűrő a kút egyik legfontosabb része, célja, hogy a víz szabályozottan, optimális körülmények között és hosszú távon fenntartható módon áramoljon a kútba. Ezenfelül a szűrő anyagának

ellenállónak kell lennie a közetnyomással szemben, és lehetőség szerint tartós korrózióállóságnak kell jellemeznie.

A kút egyes elemeinek, valamint a szűrő anyagának gondos megválasztása mellett fontos szempont a szűrő nyílásméretének pontos meghatározása is. A szűrő nyílásméretének alkalmasnak kell lennie arra, hogy a rétegvázatot alkotó legkisebb szemcséket is megtartsa. Ez a kút működését alapvetően meghatározza. A szükségesnél nagyobb szűrőnyílás esetén a kúthozam általában magasabb lesz, a víz azonban jelentős mennyiségű homokot szállíthat, és a kút körüli rétegállapot nem állandósul. Az ilyen „homokoló” kút üzeme nem biztonságos és nem fenntartható. Alulméretezett szűrőnyílás esetén a szűrőváz kialakulása nem lesz megfelelő, a finom szemcsék a szűrő körül felhalmozódnak. A víz homokmentes lesz, de a kút hozama általában nem éri el a vízádórétegtől elvárt kitermelhető vízmennyiséget, a finom szemcsék jelentősebb felhalmozódása pedig a szűrő teljes eltömődését eredményezheti.



1.12. ábra: Csőkút felépítése kavicsövezet kialakításával (a szerző szerkesztése)

A perforált szűrők jellemzője a szűrőnyílás nagyobb mérete, ezért ilyen szűrőket általában akkor alkalmazunk, ha a szűrőcsövet durvaszemű kavicsréteg vagy szilárd közet veszi körül. A szűrőcső átmérőjétől függően 5–20 mm átmérőjű furatok, vagy 2–10 mm szélességű vágatokat

alakítanak ki, de a cső anyagának függvényében a megnyitás mértéke 15–20%-nál nem lehet nagyobb. Finomabb szemcseméretű anyag visszatartására inkább a sodronyszövetes szűrő alkalmas, amelyet a perforált vagy hasított szűrőfelület borítására alkalmaznak. Anyaga általában műanyag, bronz vagy sárgaréz. Színesfém sodronyszövet és az acél szűrőcső együttes alkalmazása esetén különböző elektrokémiai folyamatok indulhatnak el, korróziót eredményezve, erre a kút kialakításánál tekintettel kell lenni. Szűrőkialakítást és anyaghasználatot tekintve a piac mára igen változatos képet mutat, a technológiai fejlődésnek köszönhetően korszerű megoldásokkal találkozhatunk.

Csőkútnál a vízáadó réteg szűrő körüli állékonyságának növelése kavicsövezet kialakításával valósítható meg (1.12. ábra). A helyesen kialakított kavicsövezet átmenetet képez a természetes geológiai réteg és a szűrőcső között. Ezzel a módszerrel kisebb ellenállású szűrőt alkalmazhatunk, mert a szűrő nyílásmérete a kavicsövezet anyagához választható. A kavicsövezet kialakításával szilárd vázat hozhatunk létre, amely jelentősen megnöveli a kút stabilitását, így várható élettartamát is.

1.3.5.2. Kútrendszerek, kutak egymásra hatása

Általában egy kisebb vízmű nyersvízigényének ellátására sem elegendő egy kút, nagyobb kapacitású víztisztító mű esetén pedig kútsor vagy kútcsoport üzemeltetése jellemző. A korábban tárgyalt depressziós tér kialakulása minden kút jellemzője, ebből adódóan az egymás közelében üzemeltetett kutak hatással lesznek egymás működésére. A túlságosan kis távolságra telepített kutak negatívan befolyásolhatják az utánpótlódást, a jelentős távolság pedig az építési és üzemi költségeket növeli meg. Kútcsoportok kialakítása esetén tehát az egyes depressziós terek egymásra hatásával (interferenciájával) számolni kell. Az egymásra ható kutak vízhozamának számítása ma már megfelelő szoftverekkel jól modellezhető, korábban csak igen bonyolult képletekkel tudtuk megbecsülni. A kutak egymásra hatása csökkenthető, ha több egymás alatti vízáadó réteg található a vízbázison, így az igénybevétel megosztható, ha az egyes kutakat más-más vízáadó-rétegen üzemeltetjük. Ez a megoldás azonban csak akkor valósítható meg, ha a vízáadó rétegek kialakulása közel azonos időben zajlott és vízminőségi eltérés nem tapasztalható. Különböző vízkémiai összetételű vizek együttes kitermelése, keverése nem javasolt. Egy kútsor vagy kútcsoport kialakítása tehát gondos mérlegelést igényel. Fontos tényező többek között az elrendezés alakzata, a kutak közti távolság, a rendelkezésre álló terület nagysága, a vízáadó rétegek száma és kapacitása, valamint a kitermelhető víz minősége is.

1.3.6. Vízszerezés rétegvízből

A hazai vízellátás egyik legjelentősebb forrása a zárt rétegvizek, más néven mélységi vizek kitermelése. Magyarország területének nagyjából kétharmadán megfelelő minőségben és mennyiségben van jelen, sőt az ország jelentős részén tulajdonképpen ez az egyetlen vízszerezési lehetőség. A hazai termelt víz mennyiségének 52%-a rétegvizekből származik. Az antropogén szennyezésektől mentes rétegvíz általában kezelést követően alkalmas ivóvízellátásra, de az elmúlt fél évszázadban a rétegvízbázisokban megjelentek az emberi eredetű szennyezőanyagok. Egyes területeken olyan jelentős mértékben fordulnak elő szennyezők, hogy a vízbázis víztermelésre ma már nem alkalmas. A rétegvizek vízkémiai paramétereinek, valamint a szükséges ivóvíz-

tisztító technológiának ismeretében ivóvízszerezésre a parti szűrés megfelelőbb, ahol ilyen jellegű vízbázis elérhető.

1.3.6.1. A rétegvizek jellemzői

A rétegvizek legfontosabb jellemzője, hogy felülről és alulról egyaránt természetes vízzáró réteg alakult ki, így kevésbé érzékenyek a felszín felől érkező környezeti hatásokra. További fontos jellemzői:

- vízminősége kiegyenlített, nem jellemzőek az emberi tevékenységből származó szennyezőanyagok;
- hőmérséklete is kiegyenlített, az évszakos változások hatása nem jellemző;
- mivel a vízbázis zártnak tekinthető, ezért utánpótlódása kedvezőtlenebb, a csapadék beszivárgás közvetlenül nem hat rá;
- jellemző szennyezői a vas-, mangán- és arzénvegyületek, geológiai eredetű ammónium, gáztartalma jelentősebb lehet szén-dioxid és metán formájában;
- keménysége, össz sótartalma nem jelentős, nitrogénformák, mikrobiológiai szennyezések általában nem fordulnak elő;
- jelentősebb kitermelése esetén az utánpótlódás sekélyebb mélységű vízből is történhet, amely a felszín felől érkező szennyeződés kockázatát hordozza magában.

A rétegvízbázis használatba helyezésének előkészítő feladatai:

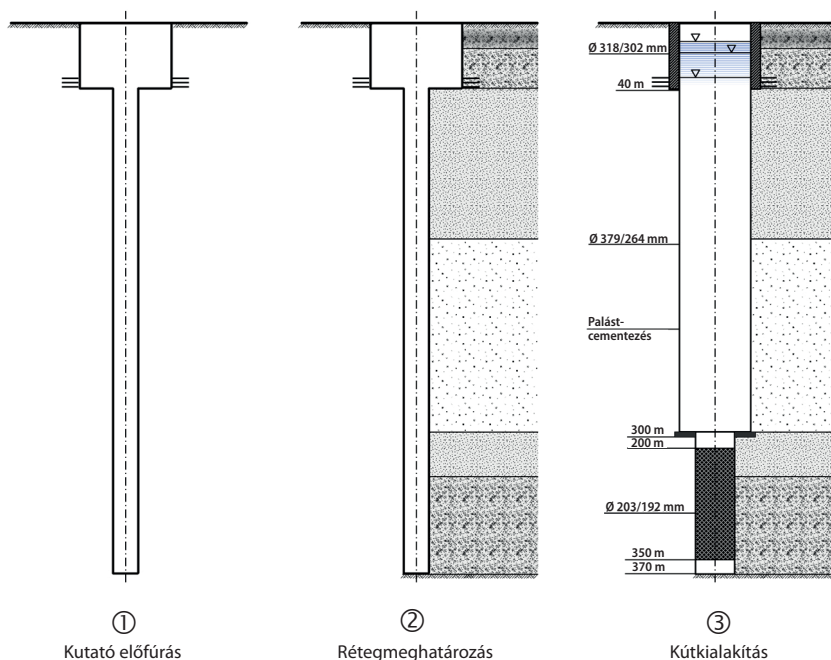
- a vízbázis, valamint az elérhető víz tulajdonságainak alapos feltérképezése;
- a rendelkezésre álló vízmennyiség számítása, az utánpótlódás lehetőségeinek modellezése;
- a telepítendő műtárgyak vízbázisra gyakorolt várható környezeti hatásainak vizsgálata, modellezése;
- szükség szerint a vízbázis védelembe helyezése.

Rétegvízbázis esetében is elvárás – a zártság és természetes védelem mellett – a vízáadó réteg vagy rétegek jó vízvezető képessége. A jellemző geológiai rétegrendről, szemszerkezetről, valamint a rétegvastagságról próbafúrással szerezhetünk információt, a hézagterefogat és a réteg vízvezető képessége számítható, valamint modellezhető.

1.3.6.2. A rétegvízszérés gyakorlati megoldásai

A rétegvíz kitermelésének műtárgya a mélyfúrású kút, amely működését tekintve megegyezik a csőkúttal, azonban építésének módjában jelentősen eltér attól. A jelentősebb mélységű, azaz 30–50 méter alatti fúrást a folyamatos haladást biztosító öblítéses rendszerrel végzik. A fellazított, különböző szemcseméretű anyagot az öblítővíz szállítja a felszínre. Tekintve, hogy a fúrás során a geológiai rétegek anyaga vízzel és egymással keveredve kerül a felszínre, mintavételre, geológiai rétegrend vizsgálatára nem alkalmas. A rétegrend meghatározására egyéb módszerek alkalmazhatók. A kút fúrásának első lépése a kereső előfúrás, amelyet a rétegrend meghatározása követ, végül a kút tényleges kiképzése következik (1.13. ábra).

A mélységi fúrt kút létesítésénél is fontos a stabil rétegváz kialakítása, a szűrőzés elve és kivitelezése is hasonló, mint a csőkút esetében. A kút átmérőjének növelése előnyös az egyes szerkezeti elemek beépítése miatt, valamint így, a nagyobb tározóterefogatnak köszönhetően, a víztermelés kezdetén a kút terhelése kisebb lesz.



1.13. ábra: Mélyfúrású kút szerkezete és telepítésének lépései (a szerző szerkesztése)

Az átmérő növelése természetesen a kivitelezés költségeinek növekedésével is jár. A mélységi rétegvízbázisok zárt helyzetük miatt általában megfelelő természetes védetséggel rendelkeznek, nem minősülnek sérülékenyek, így a víznyerőhely műtárgyai közvetlen környezetében kialakított védőterület elegendő lehet. A kutak, kútcsoportok kialakításánál, valamint a kutak egymásra hatásánál hasonló szempontok vizsgálandók, mint a sekélyebb mélységű csökutak esetében.

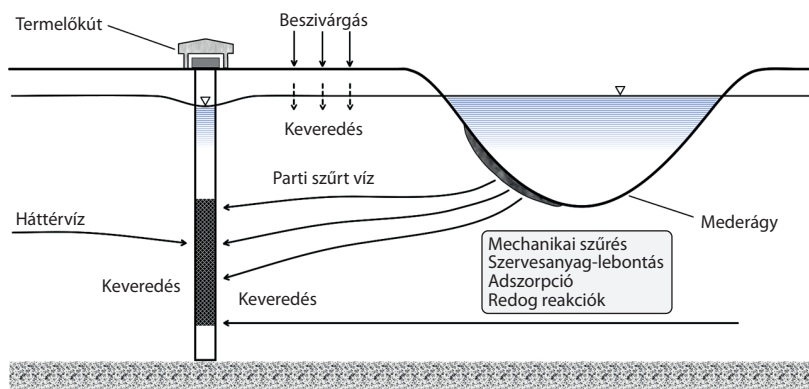
1.3.7. Vízszelés parti szűrésű vízbázisból

A parti szűrés folyamatának lényege, hogy a felszíni víz – legtöbb esetben egy folyó vize – egy jó vízvezető képességű üledékes kavicsrétegen, a mederágyon átszűrődve jut el a közelében létesített víztermelő kútba. A folyó vízének a mederágyba történő beszivárgása és a kút irányába történő áramlása a természetes mozgások mellett a víztermelés hatására következik be. Ez a mesterséges létrehozott áramlás a vízbázisból kitermelt víz mennyiségének függvényében határozza meg a szivárgási időt, amely a parti szűrés folyamatának lényeges tényezője. A szivárgás során lezajló mechanikai, fizikai-kémiai és biológiai folyamatok következtében főleg a felszíni víz lebegő- és szervesanyag-tartalma, valamint mikrobiológiai paraméterei javulhatnak jelentős mértékben. A parti szűrésű víz további fontos jellemzői:

- vízminősége kiegyenlített, nem jellemzőek a hirtelen vízminőség változások;
- hőmérséklete is kiegyenlített, az évszakos változások hatása nem jellemző, illetve csak minimális mértékben jelentkezik;

- az utánpótlódás főleg a folyó vízhozamától, vízjárásától függ. Egy Duna-méretű folyó esetében ez nem jelent gondot, kisebb folyók esetében azonban szükség lehet kiegészítő tevékenységre, például talajvízdúsításra;
- a szennyezőanyagok előfordulása és koncentrációja minimálisnak mondható, a háttérvízből származó vas-, mangán-, esetleg nitrogénvegyületek jelen lehetnek;
- a kolmatáció jelensége hátrányosan befolyásolhatja az utánpótlódást, és megnövelheti a kitermelt vízben a háttérvíz arányát.

A szivárgás során, a mederágy adottságainak függvényében, a folyó vize változó arányban keveredik a felszín alatti vízzel, így a víztermelő kútból kitermelhető nyersvíz tulajdonképpen e kettő keveréke. A vonatkozó kormányrendelet alapján a szűrt folyóvíz arányának a termelt vízben legalább 50%-nak kell lennie [3], de az elmúlt évtizedekben elvégzett oxigén- és hidrogénizotópos vizsgálatok is alátámasztják, hogy ez az arány vízállástól és mederanyagtól függően 60% és 95% között változhat. Évtizedek tapasztalatai azt mutatják, hogy szerencsés, ha a szűrt folyóvíz aránya lényegesen nagyobb a felszín alatti víz (úgynevezett háttérvíz) arányához képest. Ez utóbbi általában határérték feletti vas- és mangántartalommal, esetenként nitrogénformákkal szennyezett, így ilyen esetben kiegészítő vízkezelési technológia üzemeltetése elengedhetetlen. Egy jól működő, magas szűrt víz aránnyal rendelkező parti szűrészű kút vize akár az ivóvízszabványnak megfelelő paraméterekkel termelhető ki, azaz közvetlen fogyasztásra is alkalmas lehet. Ilyen arány elérése legtöbbször csak szigeten létesített ivóvízbázison lehetséges, ahol minden irányból parti szűrt víz áramlik a kútba, a háttérvíz aránya pedig minimális. Az ilyen kútból termelt nyersvíz gyakorlatilag ivóvíznek tekinthető, és utófertőtlenítés után az ivóvízhálózatba továbbítható. Az utófertőtlenítésre a kiterjedt ivóvízhálózatok miatt van szükség, ahol a tartózkodási idő néhány órától egy-két napig is terjedhet, de ezalatt az ivóvíz megfelelő állapotát egészen a fogyasztóig fenn kell tartani.



1.14. ábra: A parti szűrés folyamatai (a szerző szerkesztése)

A parti szűrészű vízbázis használatba helyezésének előkészítő feladatai:

- a vízbázis geológiai rétegeinek alapos feltérképezése;
- a folyó hidromorfológiai tulajdonságainak, trendjellegű változásainak alapos megismerése;
- a rendelkezésre álló vízmennyiség számítása, az utánpótlódás lehetőségeinek modellezése;
- a telepítendő műtárgyak vízbázisra gyakorolt várható környezeti hatásainak vizsgálata, modellezése;
- a vízbázis védelembe helyezése, védőövezetek, védőidomok kijelölése.

Fontos leszögezni, hogy a vízbázisból kitermelt víz mennyisége által jelentősen befolyásolt szivárgási időnek meghatározható egy ideális tartománya. Túl gyors szivárgási sebesség esetén a várt folyamatok nem zajlanak le teljes mértékben, és a felszíni vízre jellemző szennyezések elérhetik a termelőkutat. Az ideálisnál lényegesen hosszabb szivárgási idő esetén pedig a víz tartósan anaerob állapotba kerül, és e körülmények között nem kívánt kémiai folyamatok zajlanak le. Ilyen reakció a már oxidált állapotban lévő vas visszaoldódása, amely koncentrációja így a kút nyersvizében megemelkedik, ez pedig további vízkezelési lépéseket tesz szükségessé.

Felismerve azt a tényt, hogy a parti szűrészű kút által termelt nyersvíz más típusú felszín alatti vizekkel összehasonlítva lényegesen alacsonyabb üzemi költségek árán alakítható ivóvízzé, a parti szűrészű vízszerezés hazánkban és a világ más országaiban is gyakran, jelentős arányban alkalmazott módszer.

1.3.7.1. A parti szűrészű víz általános jellemzői

Parti szűrészű vízszerezésre a durva szemű, szemcsés-törmelékes szerkezetű (kavics, homokos-kavics, kavicsos-homok), valamely felszíni víztesttel kapcsolatban lévő vízáadó rétegek alkalmasak. Ilyen vízbázisokat találunk hazánk kisebb-nagyobb folyói mentén, azok hordalékkúpjain, alluviális teraszain. A jó vízvezető képességű geológiai rétegekbe jutó folyóvíz megőrzi előnyös tulajdonságait (alacsony vas- és mangántartalom, az arzén, a szén-dioxid és a metán hiánya, oxikus tulajdonságok), de a szűrési folyamatok hatására a felszíni vizekre jellemző szennyezőanyagok (lebegő- és szervesanyag-tartalom, kolloidméretű szennyezőanyagok, mikrobiológiai szervezetek) koncentrációja jelentősen csökken. Egy jól működő parti szűrészű kút által termelt nyersvíz akár az ivóvízszabványnak is megfelelhet.

A parti szűrés jól leírt jelensége a kolmatáció. A jelenség a mederágy szivárgási útjainak eltömődését jelenti. Megkülönböztetünk fizikai kolmatációt, amely esetben a vízzel együtt beszivárgó apró agyag- és iszapszemcsék tömítik el a szivárogtatásban szerepet játszó térrészt, illetve kialakul biológiai kolmatáció is, amikor a felszaporodó biofilm okozza az eltömődést. Eddigi ismereteink alapján a kolmatált réteg vastagsága mindössze néhány centiméter, a réteg pedig közvetlenül a mederfal vízzel érintkező oldalán helyezkedik el. Habár a jelenség kapcsán számos kutatás született, kialakulásával kapcsolatosan sok tényező mindmáig tisztázatlan. Nem ismerjük pontosan, hogy az adott vízbázis kiterjedése, hidromorfológiai tulajdonságai, a vízfolyás lebegő- és szervesanyag-tartalma, valamint a termelt víz mennyisége hogyan befolyásolja a kolmatált felület kiterjedését, vastagságát. Arról is csupán hiányos ismereteink vannak, hogy a kolmatáció kialakulása után hogyan változnak meg az áramlási viszonyok a mederágy rétegein belül. A kolmatáció kapcsán a legkevesebb tapasztalattal a lebontási folyamatokban szerepet játszó biofilm genomikai összetétele, viselkedése, pusztulása és bomlási folyamataival kapcsolatosan rendelkezünk.

1.3.7.2. A parti szűrészű vízszerezés gyakorlata

Egy kút vagy kútsoport elhelyezése parti szűrészű vízbázison különös odafigyelést, alapos számítást és modellezést igényel. Összességében elmondható, hogy ideális állapotnak tekintjük, ha a kút által termelt nyersvízben jelentős a szűrt víz aránya, a háttérvíz arányához viszonyítva. Ha a kút túl közel kerül a mederhez, a medermozgásból, valamint az árvízveszélyből származó

kockázat magas lehet, ezenfelül a túlságosan rövid szivárgási úthossz miatt a várt szűrési folyamatok nem zajlanak le a kívánt mértékben. Ha a kút túlságosan távol kerül a medertől, úgy a jelentős szivárgási idő alatt a szivárgó vízben anaerob körülmények kialakulása várható, ami nem kívánt kémiai reakciók (pl. vas- és mangán-visszaoldódás) alapja lehet. A túl magas háttérvízárány pedig megnöveli a vízben a talajvízre jellemző szennyezőanyagok (vas, mangán, ammónia) koncentrációját.

Parti szűrésű vízszerezésnél is fontos, hogy az utánpótlódás biztosított legyen. Ez, főleg hazai folyóink esetében, általában nem jelent gondot, de tartósan alacsony vízállás, megnövekedett víz-hőmérséklet, esetleg valamely szennyezőanyag koncentrációjának megemelkedése vízminőségi problémákat okozhat. Az utánpótlódás kiegyenlítésére, valamint a vízminőség stabilizálására alkalmazott módszer a talajvízdúsítás, amelyet ebben a fejezetben részleteiben is tárgyalunk.

1.3.7.3. Víztermelési megoldások

Parti szűrésnél azt az állapotot tekintjük ideálisnak, ha a víz egyenletesen szivárog be a mederfalba, az áramlás sebessége a vízkivételi mű irányába állandó, és a szűrt víz arány megfelelően magas. Ebből kifolyólag víztermelő rendszert, kútsort a folyómederrel párhuzamosan célszerű kiépíteni. A vízbázis kiválasztásának felszíni szempontjai:

- a kút vagy kútsor a meder mosott partéleire vagy egyenes szakaszára épüljön;
- a mederfal biztosított legyen a folyó romboló hatása ellen;
- a vízbázis közelében ne legyenek jelentős szennyezőforrások;
- vízbázist a folyó ellátandó terület (település, ipari komplexum) feletti szakaszán jelöljenek ki.

A vízbázis kiválasztásának felszín alatti szempontjai:

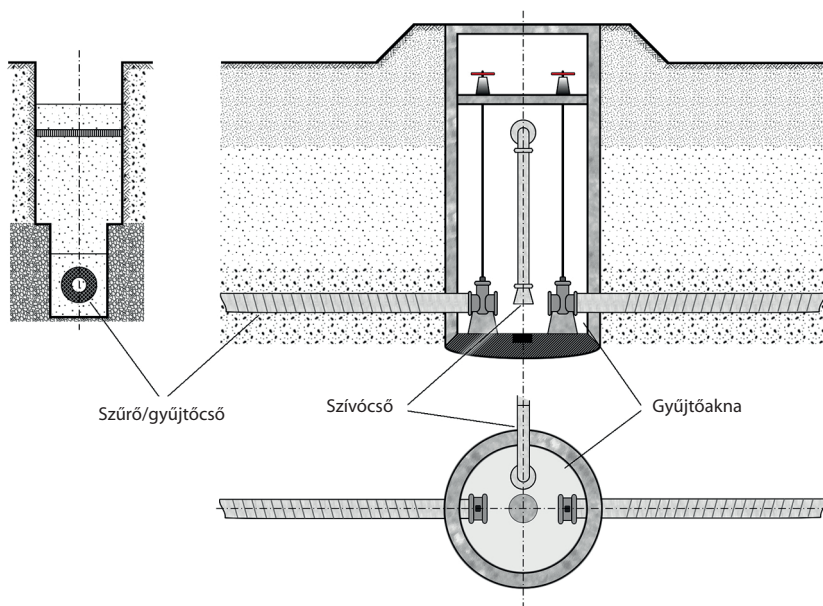
- a vízáadó réteg kapacitása lehetőleg lényeges mértékben haladja meg a várható vízigényt;
- a vízáadó réteg geológiai összetétele lehetőleg durva szemű, homogén összetételű üledék legyen;
- a vízáadó réteg megfelelő vastagságú legyen, mert ez biztosítja az utánpótlódást és az egyenletes áramlási irányt és sebességet.

A parti szűrésű vízszerezésre alkalmas műtárgyak a galéria, a fúrt kút és a csápos kút.

1.3.7.4. Galéria

A parti szűrésű galéria egy közel vízszintes, a parttal párhuzamos kialakítású vízszerezési műtárgy, amelynek vízszintes hosszmérete nagy és egy, vagy több perforált cső gondoskodik a víz összegyűjtéséről. A kis esésű cső gyűjtőaknába torkollik, ahonnan a víz termelése szivattyúval valósul meg.

Galériát általában jó vízáadó képességű, de csekély vastagságú vízáadó rétegbe érdemes telepíteni, ahol egy fúrt kút vagy csőkút nem tudna megfelelő kapacitást biztosítani, ezért a vízszerező műtárgyat inkább horizontális kiterjedéssel érdemes kialakítani. Hidraulikai szempontból ideális megoldás, hiszen a parttal párhuzamos kialakítás a vízáadó réteg egyenletes igénybevételét biztosítja. Hazánkban kevésbé elterjedt, de a Fővárosi Vízművek kezelésében találhatunk ilyen műtárgyat.



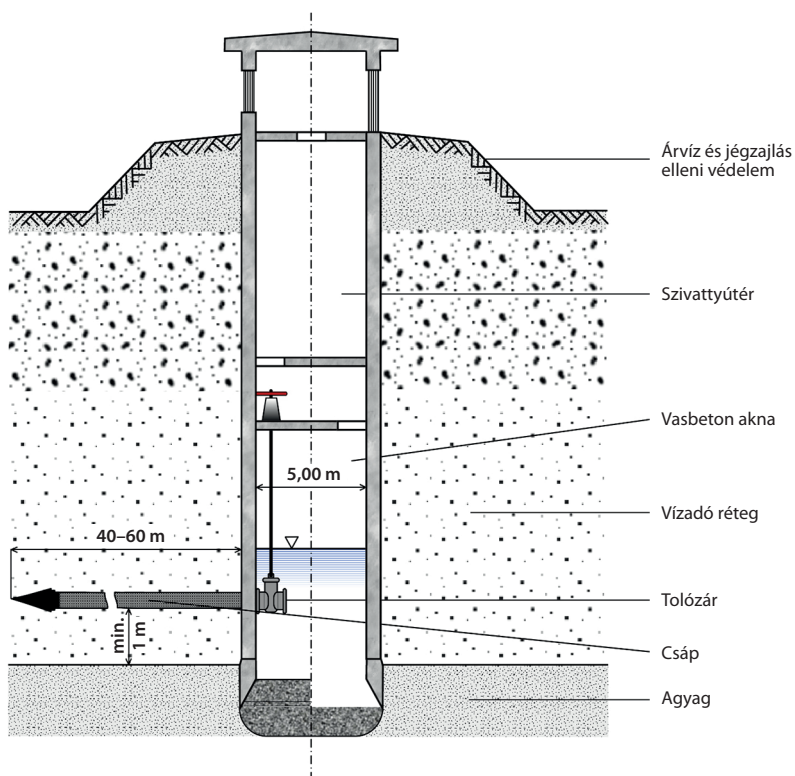
1.15. ábra: Galéria kialakítása és szerkezeti elemei (a szerző szerkesztése)

1.3.7.5. Fúrt kút

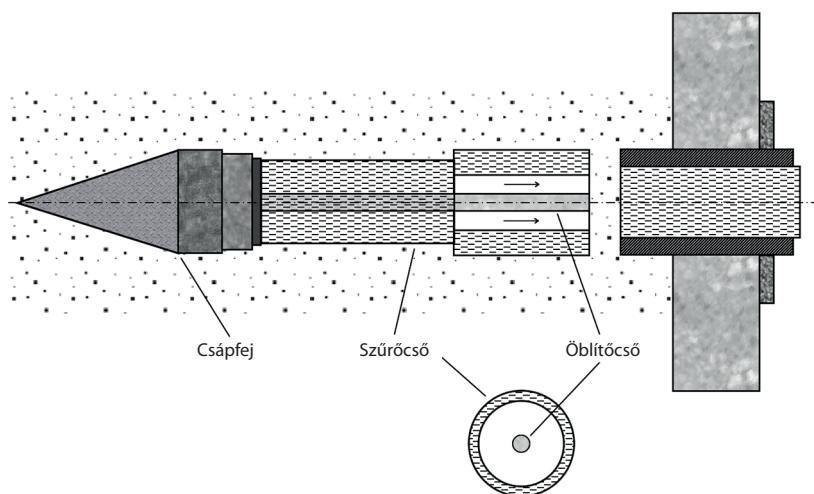
A parti szűrésű vízbázisokon használt fúrt kutak szerkezetüket, kialakításukat és üzemeltetésüket tekintve nem különböznek a rétegvízbázisokon létesített fúrt kutaktól, amelyeket a korábbi fejezetben részletesen bemutatunk. A piacon elérhető idomok, alkatrészek és szűrőzések széles választékát ismerve két azonos funkciót betöltő kút között jelentős különbség lehet.

1.3.7.6. Csápos kutak

A csápos kutak a parti szűrés tipikus műtárgyai. Számos előnnyel rendelkeznek a fúrt kúttal szemben, egyrészt a vízszintesen elhelyezkedő csápoknak köszönhetően kedvező, a galériához hasonló áramkép alakítható ki, másrészt pedig a csápok elhelyezésével a kútban növelhető a szűrt víz aránya. Mivel kapacitásuk lényegesen nagyobb, mint a fúrt kutaké, kevesebb műtárgy létesítése szükséges adott vízmennyiség kitermeléséhez. Felépítését tekintve két lényeges eleme a kútakna és a csápok. A kútakna kiépítését követően általában 3–6 helyen, 30–60 m hosszúságú, vízszintes csápokat alakítanak ki, amelyek vagy a mederrel párhuzamosak, vagy pedig kissé a meder irányába tartanak (1.16. ábra). Kialakításuk sajtolással történik, amelyet a kúpos kiképzésű csőfej (1.15. ábra), valamint a folyamatos öblítés okozta vízáram segít. A csápok vízhozama eltérő lehet, többek között függ az átmérőjétől, hosszától, a szűrő kialakításától és természetesen a vízáradó réteg geológiai tulajdonságaitól.



1.16. ábra: A csápos kút szűrőcsőve és a kúpos kialakítású csőfej (a szerző szerkesztése)



1.17. ábra: A csáp szerkezete és fontosabb elemei (a szerző szerkesztése)

1.3.7.7. Talajvízdúsítás

Egy felszíni víztest hozama, főleg kisebb folyók esetén változó lehet, egyes esetekben szélsőséges értékek között változhat. Alacsony vagy tartósan alacsony vízállás esetén egyes helyeken az igénybe vett vízadó réteg természetes utánpótlódása nem kielégítő. A csökkent mértékű utánpótlódás miatt a termelt vízben megnőhet a háttérvíz aránya, amely a vízminőséget is negatívan befolyásolja. Ebben az esetben a vízkészlet mennyiségének fokozása, a vízminőség stabilizálása folyamatos beavatkozással, talajvízdúsítással érhető el. A talajvízdúsítás a réteg-, illetve talajvízkészlet felszíni vízből történő pótlását jelenti, működhet önállóan, illetve parti szűréssel kombinálva is. A felszíni víz közvetlen tisztításával szemben előnye hasonló, mint a parti szűrésnél, azaz természetes közegben lezajló szűrési folyamatokat használ ki azzal, hogy a víz egy szemcsés közegen, szűrőágyon átszűrődve éri el a felszín alatti víz szintjét. Az ilyen jellegű pótlással kevert jellegű vizet hozunk létre, amely részben felszín alatti vízből, részben pedig szűrt felszíni vízből tevődik össze. A parti szűrésű vízszerezéssel szembeni eltérés abban nyilvánul meg, hogy a felszíni víztest és a felszín alatti vízadó réteg között nincs közvetlen kapcsolat, a felszíni víz szivattyúzással kerül a szivárogtató árokra vagy a nyelőkútba. A parti szűréshez viszonyítva további különbség, hogy amíg előbbinél a mederágy kolmatációjának mértéke természetes módon, a vízmozgás hatására is javulhat, addig a talajvízdúsítás esetén a kolmatáció mesterséges beavatkozást igényel. A kolmatált réteg eltávolítása szivárgó árok esetében kotró géppel történik.

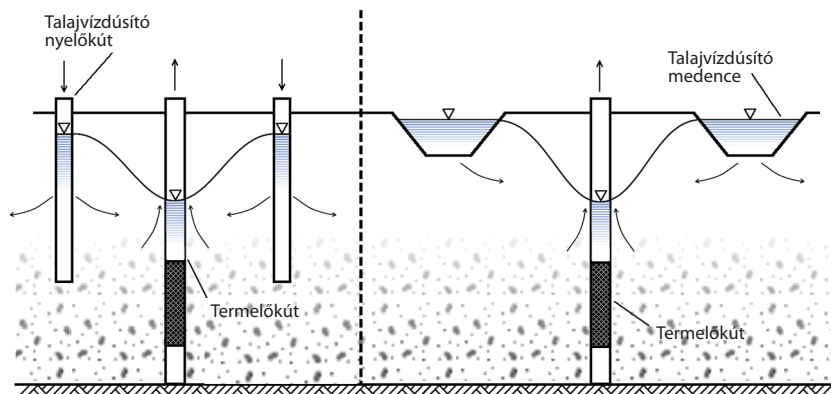


1.18. ábra: Talajvízdúsító műtárgy az Elba folyó mentén, Drezdában (a szerző szerkesztése)

Talajvízdúsításnál (1.18. ábra) kiemelten fontos szempont, hogy a felszíni víz ne tartalmazzon jelentős mennyiségű lebegőanyagot a fent részletezett kolmatáció jelensége miatt. Ez részben a kitermelés helyének átgondolt megválasztásával (sodorvonal, megfelelő mélység) lehetséges,

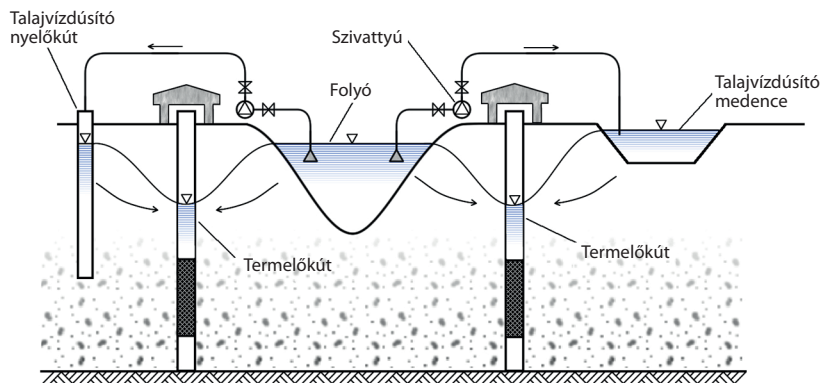
illetve a felszíni víz szűrés előtti előtisztításával valósítható meg. Mindezeket figyelembe véve a talajvízdúsítás lépéseit az alábbiak szerint határozhatjuk meg:

- a dúsításra használandó felszíni víz kiemelése;
- a felszíni víz előtisztítása;
- a víz beszívárogatása a szívárogató árkon keresztül, vagy nyelőkútba juttatása;
- megfelelő szivárgási idő beállítása, ezáltal a lehető legjobb vízminőség elérése;
- a kevert (szűrt felszíni víz és felszín alatti víz) együttes kitermelése.



1.19. ábra: A talajvízdúsítás gyakoribb módjai (a szerző szerkesztése)

A talajvízdúsítással előállított víz kitermelésének legalkalmasabb eszköze a csőkút, kialakítása nem különbözik a korábban tárgyalt változattól, de a szűrőzési zónát mind a felszín alatti, mind pedig a dúsító víz kitermelésére alkalmassá kell tenni.



1.20. ábra: Parti szűréssel kombinált talajvízdúsítás (a szerző szerkesztése)

A talajvízdúsítás módszerének nemcsak önmagában, hanem a parti szűréssel kombinálva is van létjogosultsága (1.20. ábra). A parti szűrés megfelelő körülmények között kiváló vízminőséget biztosít, de a vízállástól erősen függő utánpótlódása és a háttérvíz hígításának lehetősége egyes esetekben indokolhatja a kombinált módszer alkalmazását. Ez jellemzően kisebb vízhozamú folyók mentén alkalmazott megoldás. Hazánkban önállóan nem alkalmaznak talajvízdúsítást, parti szűréssel kombinálva is csak elvételre találkozhatunk vele.

1.3.8. Vízszerezés karsztvízből

Hegyvidéki területek karbonátos (mészkő- és dolomitalapú) kőzeteinek repedéseiben, kisebb-nagyobb üregeiben tárolódó vizet nevezzük karsztvíznek. Számos területen ez az egyetlen elérhető vízbázis, ezért – bár a használt vízbázisok csak kisebb részét teszik ki – jelentősége fontosnak mondható. A karsztos területeken más felszín alatti vízbázis nem lelhető fel, a felszíni vízkészletek korlátozottak, parti szűrésre vagy talajvízdúsításra nincs lehetőség. A kitermelt víz mennyisége jelentős lehet, vízminősége pedig – főleg zárt karszt esetében – általában kiváló. A karsztos hegységek változatos fejlődése miatt a karsztvizet is változatos előfordulási forma jellemzi, így elhelyezkedés alapján megkülönböztetünk nyílt, fedett, illetve zárt karsztot. E különböző formákat eltérő érzékenység és utánpótlódás jellemzi, erre a vízbázis használatánál fokozottan figyelni kell.

A karsztvizek további fontos jellemzői:

- vízminősége kiegyenlített, de nyílt karszt esetén a szennyeződés kockázata magas;
- különös figyelmet kíván az utánpótlódás szélsőséges területi eloszlása. Egy karsztvízbázist egy, onnan sok kilométerre található víznyelő is táplálhat;
- a mélyebben található zárt karsztok utánpótlódása és vízminősége stabilabb;
- a kitermelhető víz minősége általában nem igényel további kezelést;
- keménysége, össz sótartalma jelentős lehet.

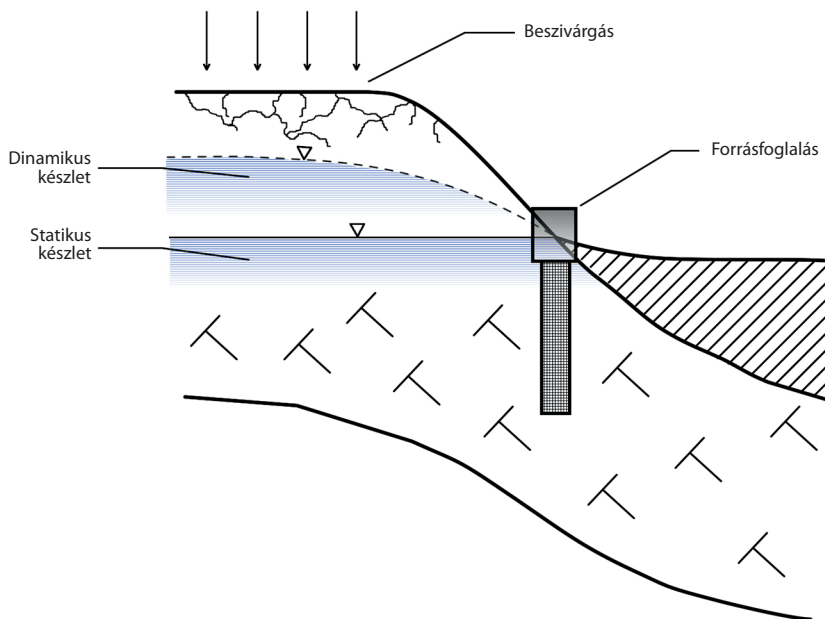
Hazánkban jelentős karsztos képződmények találhatók a Dunántúli-középhegységben, a Vértes és a Bükk területén. Ezeken a területeken található települések vízellátása karsztvízbázisokra épül. A vízellátás mellett értékes meleg vízű karsztforrások is előfordulnak többek között Eger és Miskolc környékén.

A karsztvíz minősége általában igen kedvező, valamivel magasabb keménység jellemzi, és többnyire kezelés nélkül (persze fertőtlenítés után) hasznosítható. Nyílt karszt esetén a felszínről történő közvetlen utánpótlódás lehetősége fennáll, ilyen esetében a szennyeződés kockázata is magas, ezért a vízbázisvédelem fokozott figyelmet igényel. A kitermelés a lassan, de stabilan utánpótlódó és változó mértékben felhalmozódó készletből történhet. A statikus, azaz állandó készlet kiegyenlített mennyiségi és minőségi termelési feltételeket jelent. Dinamikus készletnek a változó vízmennyiséget nevezzük, amely általában a csapadékból történő beszívárgástól függ, ezért mennyisége szélsőséges értékek között változhat. Statikus készlet használata esetén fokozott figyelmet kíván, hogy a kitermelt vízmennyiség tartósan nem haladhatja meg az utánpótlódó készletet. Ez számos helyen jelentett problémát, amit a múlt század utolsó évtizedeiben mért karsztvízszintértékek mutatnak. A karsztvíz termelése – részben bányászati tevékenységek elősegítése miatt – meghaladta az utánpótlódás mértékét, ezért a karsztvízszint folyamatosan csökkent. Változás a 90-es évek elejétől volt tapasztalható, amikor a bányászat mértékének jelentős csökkenését a karsztvízszint lassú emelkedése követett.

1.3.8.8. A karsztvízszerezés gyakorlata és műtárgyai

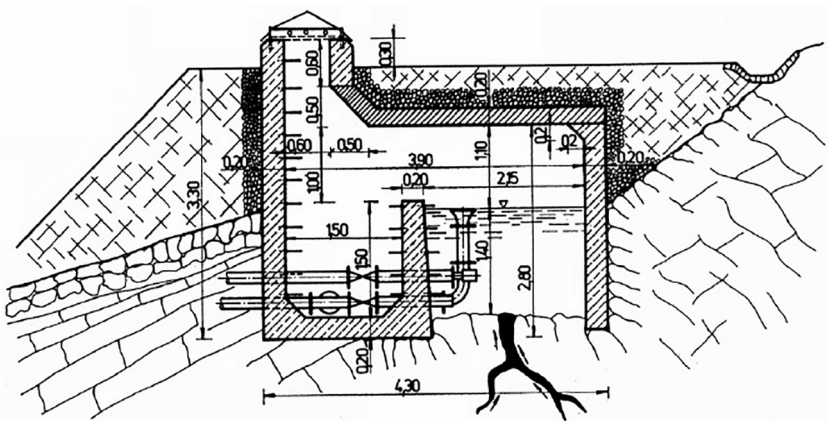
A karsztvíz felszíni, forrásként való megjelenése esetén forrásfoglalás létesítése, kisebb mélységben megjelenő víz kitermelésére aknakút alkalmazása, nagyobb mélység esetén fúrt kút építése célszerű. A felszíni források megjelenése a karsztos formák sokfélesége miatt igen változatos lehet. Forrásfoglalásnál lényeges feladat a mértékadó vízhozam meghatározása, mivel a források jellemzően a változó (dinamikus) vízkészletet vezetik a felszínre. A hozam ingadozásának

mértéke a forrás használhatóságának alapja. A forrás foglálásának kettős célja van, egyrészt a hasznosítható készlet mennyiségének igénybevétele, másrészt pedig a víz minőségének védelme (1.21. ábra).



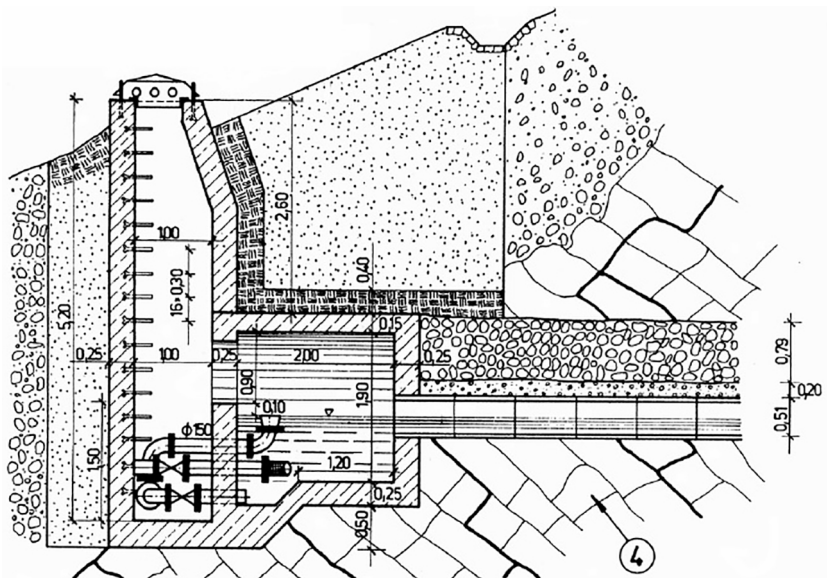
1.21. ábra: Forrásfoglalás kialakítása jelentős statikus készlet esetén (a szerző szerkesztése)

A karsztforrás megjelenése többféle lehet: pontszerű, vonal mentén fakadó, le- vagy felszálló, így a kialakítandó műtárgyat is ehhez kell kiválasztani. A koncentráltan fakadó karsztforrás foglalása egyszerűbb (1.22. ábra), itt lényegében a víz pontszerű forrása köré épített akna gyűjti össze a vizet, amely szivattyúval kitermelhető és továbbítható.



1.22. ábra: Koncentráltan fakadó karsztforrás foglalása (a szerző szerkesztése [4] alapján)

Számos, kisebb-nagyobb méretű és vízhozamú forrás vízének összegyűjtésére a galéria alkalmazható (1.23. ábra), amelynek kivitelezése költségesebb, ám a kapacitása lényegesen meghaladja egy aknakút kapacitását.



1.23. ábra: Vonal mentén vagy több helyen fakadó forrás galériás foglalása (a szerző szerkesztése [4] alapján)

Mélyebben elhelyezkedő karsztvízrétegek elérésére létesítendő fűrt kút kiépítése eltérő lehet a korábban tárgyalt rétegvízút kialakításától. A viszonylag tömör karsztos kőzet fűrése, a fűrólyuk kimélyítése vagy bővítése nehezebb lehet. A kitermelhető víz a keresztezett vízjáratok számának és vízhozamának függvénye, és a kút mélyítésével csak bizonyos mértékig növelhető a vízhozam. A kőzet jellemző állékonysága és vízbelépések formája miatt hagyományos szűrő beépítése általában nem szükséges. Ennek ellenére perforált cső beépítése indokolt lehet, amely egy belső, védett teret alakít ki. A vízhozam növelésére bevált módszer a kőzet repesztése, szélesítése, amihez mechanikus és kémiai módszerek állnak rendelkezésre. Ezek alkalmazásával jelentősen megnövelhető egy olyan kút vízhozama is, ahol a fűrés során nem sikerült megfelelő hozamú vízvezető járatot találni. A gyakorlatban a fentebb részletezett vízszervezési módok kombinációja is gyakorta alkalmazott megoldás. A létesítendő műtárgyak típusát és számát a rendelkezésre álló statikus vízkészlet és a dinamikus készlet várható változásai határozzák meg.

1.4. Kutak gépészete, a termelt víz továbbítása

A vízszervezésre létesített műtárgyak által termelt víz továbbítása az esetek többségében gépi üzemmel történik. Ez alól a pozitív kutak képeznek kivételt, ahol a víz a rétegnyomás hatására tör a víz a felszínre, és továbbítása a gyűjtővezetékig vagy gyűjtőaknáig nem igényel szivattyúzást. A kútvíz kitermelésének megfelelő eszköze a bűvárszivattyú. Egyes esetekben, 10 méternél

sekélyebb nyugalmi vízszintű kútból felülről történő szivattyúzás is elképzelhető, de gazdaságossági szempontokat szem előtt tartva mindenképpen a búvárszivattyú a célszerű választás.

A kútfej a kút és a vízgyűjtő-továbbító hálózat kapcsolódását jelenti. Tartalmazza a kút lezáró szerkezeti elemét, a szivattyú függesztő szerkezetét és elektromos vezetékeit, valamint a kút vízkormányzásra szolgáló elemeit. A kútfej további elemei:

- a kút és szivattyú működését beállító tolózár,
- a víz visszaáramlását megakadályozó torlócsappantyú vagy visszacsapó szelep,
- különböző mérő- és ellenőrző műszerek, mintavételi csapok,
- a téli időszakban jelentkező fagyveszély minimalizálására kialakított fűtő elemek.

A kút gondos lezárása egészségügyi és biztonsági okokból is kiemelten szükséges. A kutak felülről történő szennyeződését meg kell akadályozni, de a kútvízből kiváló gázokról (szén-dioxid, metán) gondoskodni kell. E gázok fajsúlyukat tekintve a levegőnél nehezebbek, ezért a felszín feletti, jól szellőző kútgépház kialakítás előnyösebb, mint az aknás megoldás. A kút és a kútgépház kialakításánál figyelembe kell venni, hogy amennyiben a búvárszivattyú cseréje vagy a kút valamely elemének karbantartása szükséges, az könnyen és gyorsan elvégezhető legyen.

A búvárszivattyúkat jellemzően mélyebb fűrt kutak vagy csápos kutak vízének kitermelésére használják. A szivattyú lényeges tulajdonsága a vízhozam és az emelőmagasság. A búvárszivattyú lehet egy- vagy többfokozatú (1.24. ábra), a fokozatok számának növelésével nagyobb emelőmagasság érhető el.

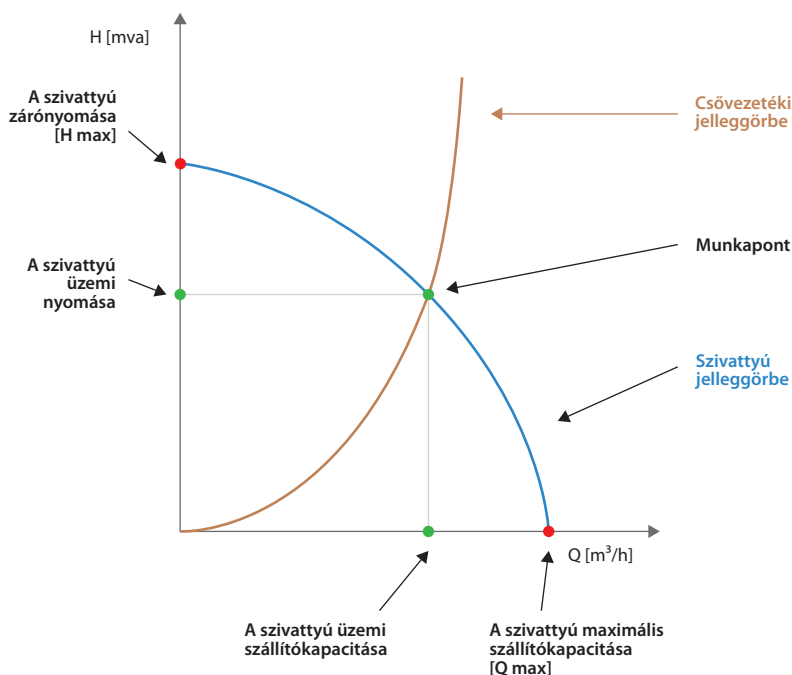


1.24. ábra: Egy- és többfokozatú búvárszivattyúk (a szerző szerkesztése)

Egy szivattyú gondos kiválasztásához és szakszerű üzemeltetéséhez kiemelten fontos a szivattyú főbb tulajdonságainak ismerete:

- a szivattyú kapacitása;
- a szivattyú emelőmagassága;
- a szivattyú jelleggörbéje;
- a csővezeték jelleggörbéje;
- valamint az ezekből számított munkapont.

A szivattyú kapacitása és emelőmagassága centrifugál-szivattyúk esetében fordítottan arányos a szállítási kapacitással, azaz minél magasabbra kell emelni a vizet, annál kevesebb lesz a szállított víz mennyisége. Természetesen ezeken felül fontos paraméter a csővezeték anyaga, átmérője és hossza, amelyeket a csővezetéki jelleggörbével adhatunk meg, és a csővezeték által okozott nyomásesést számolhatjuk belőle. Ha a fenti paramétereket közös koordináta-rendszerben ábrázoljuk, a szivattyú jelleggörbéje és a csővezeték jelleggörbéje metszeni fogja egymást, és ezt a metszéspontot nevezzük munkapontnak. Adott szivattyú, adott csővezetékkel ezen a munkaponton képes üzemelni, fontos szempont tehát, hogy a munkapont a szivattyú legjobb hatásfokú tartományába essen. A szivattyú helyes megválasztásának alapja a munkapont ismerete. Ezt mutatja az 1.25. ábra.



1.25. ábra: A szivattyú munkapontjának számítása (a szerző szerkesztése)

A bűvárszivattyúk által kútvíz jellemzően egy vagy több kollektorvezetéken kerül továbbításra a vízmű vízkezelő technológiai felé. A vezetékben általában a bűvárszivattyúk által biztosított nyomás hatására halad a víz, amely nyomás általában kevesebb, mint 1 bar. Amennyiben a kuttól nagyobb távolságra szükséges eljuttatni a vizet, nyomásfokozásra is szükség lehet. Ilyen esetben hatékony megoldás lehet egy gyűjtőmedence vagy nyersvíztározó beiktatása, amelyből egy ráfolyásos üzemmódban működő szivattyúval jelentősebb távolságra is továbbítható a víz.

Fejezetzáró kérdések

1. Mutassa be a felszíni és felszín alatti vízszerezés arányait Magyarországon és Európában!
2. Mutassa be a felszíni vízkivételi módok alapváltozatait!

3. Melyek a felszín alatti vízszerezés általános feltételei?
4. Mutassa be egy csőkút alapvető szerkezeti elemeit és telepítésének lépéseit!
5. Sorolja fel a talajvízdúsítás előnyeit, és mutassa be gyakoribb változatait!
6. Mi az alapvető különbség egy forrás statikus és dinamikus vízkészlete között?

Felhasznált irodalom

1. KSH: Közüzeti vezetékes ivóvízzel ellátott települések és lakások (1990–) [internet]. Elérhető: www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_zrk001.html (letöltve: 2018.05.05.)
2. Freeze, R. A. – Cherry, J. A. Groundwater: Englewood Cliffs. NJ: Prentice-Hall; 1979. 604 p.
3. 123/1997. (VII. 18.) Korm. rendelet a vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellátási létesítmények védelméről
4. Karácsonyi S, Mészáros G. Vízellátás–vízszerezés. Baja: Eötvös József Főiskola; 1998. 107 p.

Ajánlott irodalom

- Laky D, Licskó I. Vízisztítás–oktatási segédanyag építőmérnök hallgatók részére. Budapest: Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem; 2007.
- Öllős G. Vízisztítás-Üzemeltetés. Eger: Egri Nyomda Kft.; 1998.
- Vadkerti E. A felszín alatti vizek biológiája. In: Mátrai I szerkesztő. Vízből. [Internet. Elektronikus tananyag.] Baja: Eötvös József Főiskola; 2015.

2. Víz tisztítási alapfolyamatok

2.1. Felszíni és felszín alatti vízbázisok leggyakoribb szennyező anyagai, a víztisztítás során eltávolítandó komponensek és az ivóvízminőségi határértékek

Hazánkban a megfelelő minőségű ivóvíz biztosításához az alábbi lehetőségek állnak rendelkezésre:

- ha a helyi vízbázis vízének minősége kielégíti az ivóvízminőségi követelményeket, akkor a fertőtlenítésen túl egyéb vízkezelési technológia alkalmazására nincs szükség;
- ha a helyi vízbázis vízének minősége nem elégíti ki az ivóvízminőségi követelményeket, akkor a fertőtlenítésen kívül egyéb beavatkozások is szükségesek, amelyek lehetnek:
 - a nem megfelelő minőségű vízbázis vízének kezelése víztisztító telepen különböző eljárásokkal;
 - egy közeli, új vízbázis feltárása, amelynek vize várhatóan kielégíti az ivóvízminőségi követelményeket, és a fertőtlenítésen túl egyéb vízkezelési technológia alkalmazására nem lesz szükség, és amennyiben a víz hozama nem elég, akkor keverjük a nem megfelelő minőségű kút vizével, és a megfelelő arány beállításával sem lesz szükséges a technológia kiépítése;
 - az ivóvízellátó rendszer csatlakoztatása egy megfelelő minőséggel rendelkező, távolabbi, kistérségi vagy regionális vízellátó rendszerhez.

Az egyes vízbázisok egymástól eltérő típusú szennyezőanyagokat tartalmazhatnak, amelyek eltávolításához napjainkra különböző vízkezelési technológiákat fejlesztettek ki. Az eltávolítandó komponensekben, illetve azok koncentrációiban tapasztalható különbségek miatt a felszíni és a felszín alatti vizek tisztításában alkalmazott technológiák egymástól jelentősen eltérhetnek.

Mikroszennyezőknek nevezzük azokat az elemeket vagy vegyületeket, amelyek a vízben mikrogramm/liter koncentrációban találhatók, és amelyek bioakkumulációt okozhatnak, vagy életfolyamatok biokémiai, biofizikai reakcióiban vesznek részt, vagy azokat gátolják. Természetes közegben a mikroszennyezők nehezen, vagy egyáltalán nem, bomlanak le. A mikroszennyezőket két csoportba soroljuk: a szerves és a szervesetlen mikroszennyezők közé.

A felszíni vizek tisztításakor a következő komponensek eltávolítására van szükség: lebegőanyagok, mikroorganizmusok, könnyen bontható oldott szerves anyagok, növényi tápanyagok (N- és P-formák), szerves és szervesetlen mikroszennyezők. A felszíni vizek vízminőségi mutatóira jellemző a viszonylag tág határok közötti változás, amely egyrészt az évszakoktól függő jellegű, másrészt a felszíni vizeket érő terhelések/szennyezések hatásait tükrözi.

A parti szűrészű víz eredetére nézve felszíni víz, de a mederanyagon átszivárogva összetétele megváltozik. A parti szűrészű víz minőségét együttesen befolyásolja a felszíni víz minősége, a mederanyag természetes szűrőhatása és az esetleg hozzákeveredő talajvíz jellemzői. A parti szűrészű vizek tisztítása során elsősorban a következő komponensekre kell figyelni: mikroorganizmusok, szervesetlen N-formák (ammónium-, nitrit- és nitrát-ionok), vas- és mangánvegyületek,

oldott állapotú szerves anyagok (például humin- és ligninvegyületek), kőolaj és származékai, szerves és szervesetlen mikroszennyezők.

A talajvíz potenciális szennyezőanyag komponensei: mikroorganizmusok, szerves N-formák (ammónium-, nitrit- és nitrát-ionok), vas- és mangánvegyületek, egyéb oldott szerves anyagok, oldott szerves anyagok (például humin- és ligninvegyületek), szerves és szervesetlen mikroszennyezők.

A mélységi vizek tisztítása során a következő komponensekre kell figyelemmel lenni: ammóniumion, vas- és mangánvegyületek, oldott szerves anyagok (például humin-, lignin- és fulvinvegyületek), oldott gázok (például metán, szén-dioxid, kén-hidrogén), magas oldottsó-tartalom, oldott állapotú arzénvegyületek.

A karsztvizek potenciális szennyezőanyag komponensei a következők: mikroorganizmusok, nitrátionok, lebegőanyagok, oldott állapotú szerves anyagok, szerves és szervesetlen mikroszennyezők.

Az ivóvizek minőségével kapcsolatos szabályozás a különböző ajánlásokon (például Egészségügyi Világszervezet [WHO] ajánlásai) és előírásokon (például EU-direktívák, országos szabványok) keresztül történik. Az ivóvíz minőségére vonatkozó előírások az egyes komponensek maximálisan megengedhető koncentrációit (MAC-érték) határozzák meg. Ezeket a határértékeket rendszeresen felülvizsgálják, és a legújabb kutatási eredmények alapján történik a megváltoztatásuk, ami általában a szigorításukat jelenti.

A magyarországi ivóvízminőséget jelentősen érintő arzén példáján az alábbiakban foglaljuk össze a nemzetközi vízminőségi határértékek alakulásának rövid történetét (a * a határérték ideiglenes jellegét jelöli, amelynek oka a kis koncentrációk kockázatának bizonytalan megítélése, valamint a határértéknél tisztább ivóvíz előállításának gyakorlati nehézségei):

- 1958 WHO Nemzetközi Ivóvízszabvány: 200µg/l
- 1963 WHO Nemzetközi Ivóvízszabvány: 50µg/l
- 1971 WHO Nemzetközi Ivóvízszabvány: 50µg/l
- 1984 WHO Ivóvízminőségi Irányelv1: 50µg/l
- 1993 WHO Ivóvízminőségi Irányelv2: 10µg/l*
- 1998 EU Unió 98/83/EK Irányelv: 10µg/l
- 2003 WHO Ivóvízminőségi Irányelv3: 10µg/l*

Hazánkban az 1970-es évektől kezdődően érvényes ivóvízszabványok (MSZ 450-1: 1989, MSZ 450-2: 1991, MSZ 450-3: 1991) kialakításakor a WHO ajánlásait vették figyelembe. Az EU-csatlakozás miatt azonban az 1990-es évek második felétől már az EU-direktívák (98/83/EK) váltak irányadóvá, és az ivóvízminőségi határértékek módosultak (például arzénvegyületek esetében 50µg/l-ről 10µg/l-re). Az ivóvíz minőségére vonatkozó előírásokat jelenleg a 201/2001. (X. 25.) sz. Kormányrendelet szabályozza. Az egyes vízminőségi jellemzők határértékeinek változását a 2.2. táblázat mutatja be.

A hazai és nemzetközi előírásoknak való megfelelés érdekében történt magyarországi ivóvízminőség javító intézkedéseket ismét az arzén példáján foglaljuk össze:

- 1981: vízművek felmérése, amelynek eredményeként megállapították, hogy több mint 400 000 lakos fogyaszt 50 µg/l (vagyis az akkori határérték) feletti arzént tartalmazó vizet.
- 1983: megkezdtek az első arzénsökkentő programot, amelynek keretében koagulációs módszerrel történő eljárások bevezetését célozták meg az érintett vízművek esetében.
- 1997: az első arzénsökkentő program eredményeként a közüzemi vízellátásban részesülők határértéknek megfelelő (50 µg/l) arzéntartalmú vizet kaptak.

- 1998: az 98/83/EK Irányelv életbe lépése miatt újra megnőtt a határérték feletti (10µg/l) arzéntartalmú vízben részesülők száma, mivel több, a korábbi határértéket arzénmentesítő eljárás nélkül is tartó, illetve több, az arzénsökkentő program keretében a koagulációs technológiát bevezető vízmű már nem tudta az új határértéknek megfelelő vizet szolgáltatni.
- 2001: megkezdődött az Országos Ivóvízminőség Javító Program, amely több paraméter (köztük az arzén) tekintetében célozta a létrejövő fejlesztésekkel az ivóvízminőségi határértékek teljesülését.
- 2004: Magyarország derogációt (átmeneti mentességet) kapott az EU Csatlakozási Szerződés X. melléklete alapján, többek között az arzénre vonatkozó határértékek teljesülésére is 2009 decemberéig, amelynek indoka az arzén esetében a magyarországi táplálkozási szokások (az európai átlagnál jóval kevesebb tengeri hal fogyasztása), valamint a technológiafejlesztés miatt az országra nehezedő rendkívül nagy költségtérhek voltak.
- 2009: Magyarország Kormánya újabb átmeneti eltérésre nyújtott be kérelmet, amelyet azonban az Európai Bizottság elutasított.
- 2011: Magyarország Kormánya 2015. június 30-ig tartó konszolidáltabb derogációs kérelmet nyújtott be az ivóvízminőségi paraméterek átmeneti eltérésére vonatkozóan (például 20 µg/l arzén, 5 mg/l bór és 1,7 mg/l fluorid), amelyet a II. Derogáció Európai Bizottsága C(2012)3686 határozat alapján elfogadott.
- 2012: a folytatódó Ivóvízminőség Javító Programok keretében a fentiek alapján 2015. június 30-ig álltak rendelkezésre uniós források a vízminőség-javító intézkedések végrehajtására.

Magyarországon a 2001-ben bevezetett új határértékeknek való megfelelés elsősorban az arzén, a bór, a fluorid és a nitrít esetében jelentett problémát a működő víztisztító műveknek, és közel 900 települést, illetve több mint kétmillió lakost érintett elsősorban az Alföld területén. A napjainkban befejeződött ivóvízminőség-javító programok célja ezért a legújabb technológiai fejlesztések bevezetése, a vízművek technológiai átalakítása, illetve a vízhálózatok rekonstrukciója volt.

2.1. táblázat: Az ivóvíz vízminőségi jellemzői (a szerző szerkesztése [1] alapján)

I.	II.	III.
Vízminőségi jellemző	Vízminőségi jellemző	Vízminőségi jellemző
Szín	Alumínium	Arzén
Szag	Klorid	Lúgosság
Íz	Mangán	Keményység
Ammónium	Nitrát	Klorit
Nitrít	pH	Kötött aktív klór
Permanganátindex (KOIps)	Zavarosság (10 000 m ³)	Szabad aktív klór
Vas	Enterococcusok	Szulfát
Vezetőképesség	Clostridium perfringens (spórák is)	Trihalometánok (THM)
E. coli	Pseudomonas aeruginosa	Összes szerves szén (TOC)
Telepszám 22 °C-on	Mikroszkópos biológiai vizsgálat	
Coliform baktériumok	Telepszám 37 °C-on	

Az ivóvíz-szolgáltatás nagy felelősséggel járó közszolgálat, és minden vízszolgáltatónak törvényben előírt kötelezettsége a szolgáltatott ivóvíz minőségének rendszeres ellenőrzése. Az ellenőrzés 56 vizsgálati szempont szerint történik, vannak köztük fizikai, kémiai és mikrobiológiai vizsgálati paraméterek egyaránt (2.1. táblázat).

2.2. táblázat: Az ivóvíz kémiai vízminőségi jellemzői (a szerző szerkesztése [2] [3] [4] [5] alapján)

Vízminőségi jellemző	Egység	Határérték			
		WHO 1996	EU 1998	Magyarország 1989 „megfelelő”	Magyarország 2001
Akrilamid	µg/l		0,10		0,10
Antimon	µg/l	5,0	5,0		5,0
Arzén	µg/l	10	10	50	10
Benzol	µg/l	10	1,0	10	1,0
Benzpirén	µg/l	0,7	0,010	0,010	0,010
Bór	mg/l	0,5	1,0	1,0	1,0
Bromát	µg/l				10
Kadmium	µg/l	3,0	5,0	5,0	5,0
Króm	µg/l	50	50	50	50
Réz	mg/l	2,0	2,0	2,0	2,0
Cianid	µg/l	70	50	100	50
1,2-diklór-etán	µg/l	30	3,0		3,0
Epiklórhidrin	µg/l				0,10
Fluorid	mg/l	1,5	1,5	0,9–1,5	1,5
Ólom	µg/l	10	10	50	10
Higany	µg/l	1,0	1,0	1,0	1,0
Nikkel	µg/l	20	20		20
Nitrát	mg/l	50	50	20	50
Nitrit	mg/l	3,0	0,50	0,50	0,50
Peszticidek	µg/l	***	0,10	***	0,10
Összes peszticid	µg/l		0,50		0,50
PAH*	µg/l		0,10		0,10
Szelén	µg/l	10	10	10	10
Tetraklór-etilén + Triklór-etilén	µg/l	***	10	***	10
Összes THM**	µg/l	***	100	****	50
Vinil-klorid	µg/l				0,50
Cisz-1,2-diklór-etilén	µg/l	50			50
Klorit	mg/l				0,20
Kötött aktív klór	mg/l				3,0

Megjegyzés: * A PAH (policiklikus aromás szénhidrogének) körében szabályzott vegyületek a következők: benz(b)fluorantén, benz(k)fluorantén, benz(ghi)perilén, indeno(1,2,3-cd)pirén. ** A THM (trihalo-metánok) körében meghatározott vegyületek: kloroform, bromoform, dibrom-klórmetán, bróm-diklórmetán. *** Komponensenként eltérő. **** Csak kloroformra: 30

A vízminőség-ellenőrző vizsgálatok célja az, hogy rendszeresen tájékoztasson az ivóvíz organoleptikus (érzékszervi) és mikrobiológiai minőségéről, egyes kémiai vízminőségi jellemzőkről, a vízminőség esetleges változásáról, illetve a vízkezelés hatékonyságáról. Az ellenőrző vizsgálat keretében a vízminőségi jellemzőket különbözőképpen kell meghatározni: a 2.1. táblázat I. oszlopában szereplőket minden esetben, a II. oszlop jellemzőit bizonyos feltételektől függően, a III. oszlopban láthatókat is bizonyos esetekben, de már kisebb gyakorisággal (részletesebb

leírás a 201/2001. Kormányrendelet mellékleteiben olvasható). Az ivóvíz kémiai vízminőségi jellemzőire jelenleg hatályos határértékeket a 2.2. táblázat „Magyarország 2001” oszlopa mutatja be. Ha az ivóvizet fertőtlenítik, a vízszolgáltató köteles gondoskodni az alkalmazott fertőtlenítés hatékonyságának ellenőrzéséről, és biztosítani, hogy a fertőtlenítőszer melléktermékeiből származó szermaradványok (például THM, klorit, kötött aktív klórformák) a fertőtlenítő hatás veszélyeztetése nélkül az ivóvízben a lehető legalacsonyabb szintűek legyenek, és a 2.2. táblázatban megadott határértékeket ne lépjék túl. Ha az ellenőrző vizsgálatok során a meghatározott határértékeket meghaladó érték fordul elő, vagy a 2.3. táblázatban látható indikátor-paraméterek szennyezést jeleznek, illetve szennyezés veszélyével járó rendkívüli esemény fordul elő, akkor a vízszolgáltatónak azonnal meg kell kezdeni a közegészségügyi kockázatot jelentő vízminőségi jellemzők koncentrációjának csökkentése érdekében történő beavatkozást.

2.3. táblázat: Az ivóvíz-indikátor vízminőségi jellemzői (a szerző szerkesztése [5] alapján)

Vízminőségi jellemző	Parametrikus érték	Egység
Alumínium	200	µg/l
Ammónium	0,50	mg/l
Klorid	250	mg/l
<i>Clostridium perfringens</i> (spórákkal együtt)	0	szám/100 ml
Szín	*	
Vezetőképeség	2500	µS/cm20 °C-on
pH	≥6,5 és ≤9,5	
Vas	200	µg/l
Mangán	50	µg/l
Szag	*	
Permanganátindex (KOIps)	5,0	mg/l O ₂
Szulfát	250	mg/l
Nátrium	200	mg/l
Íz	*	
Telepszám 22 °C-on és 37 °C-on	**	szám/ml
Coliform baktériumok	0	szám/100 ml
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	0	szám/100 ml
Összes szerves szén (TOC)	**	
Zavarosság	*	
Keményiség	Min. 50, max. 350	mg/l CaO
Radon	100	Bq/l
Trícium	100	Bq/l
Indikatív dózis	0,10	mSv

Megjegyzés: * A fogyasztó számára elfogadható, és nincs szokatlan változás. ** Nincs szokatlan változás.

A vízműveknek nemcsak a szolgáltatott ivóvíz minőségét kell rendszeresen vizsgálniuk, hanem a vízbázist képező kutakat is. Ha a vízbázis valamely vízkivételi pontjánál a 2.4. táblázatban meghatározott határértékek valamelyikének túllépése fordul elő, az üzemeltetőnek meg kell vizsgálnia a túllépés okát. Ha a határérték-túllépés természeti folyamatok következménye, vagy olyan ismert oka van, amely nem jelez váratlan szennyezést, és a vízbázis védelme (védőterülete) biztosított, nincs szükség külön intézkedésre. Egyéb, nem természeti ok által kiváltott esetben

a várható szennyezés kiküszöbölése érdekében a vízszolgáltatónak megfelelő és biztonságosan üzemeltetett technológiát kell alkalmaznia, vagy a szennyezés kizárásáig, illetve a technológia megvalósításáig a szennyezett vizet adó kutakat ki kell kapcsolnia a szolgáltatásból.

2.4. táblázat: Szennyezésjelző vízminőségi jellemzők határértékei karszt-, talaj- és parti szűrészű vízbázisok esetén (a szerző szerkesztése [5] alapján)

Vízminőségi jellemző	Parametrikus érték	Egység
Permanganátindex KOI _{ps}	3,5	mg/l
Ammónium	0,20	mg/l
Nitrit	0,10	mg/l
Klorid	100	mg/l

2.2. A víztisztítási alapfolyamatok csoportosítása

Az ivóvíz-előállítás (víztisztítás) során térben és időben sűrítve, szabályozottan és az adott feladatra orientáltan alkalmaznak fizikai, fizikai-kémiai, kémiai, kolloidkémiai, biokémiai és mikrobiológiai folyamatokat. A víztisztítási eljárások többféle szempont alapján csoportosíthatóak. A kezelés típusa szerint a víztisztítási technológiák fizikai, kémiai, illetve biológiai eljárások lehetnek. A víztisztítás során megoldandó feladat alapján beszélhetünk gázmentesítésről, lebegőanyag eltávolításról, valamely oldott szerves vagy szervetlen komponens eltávolításáról vagy koncentrációjának csökkentéséről, valamint fertőtlenítésről. A technológiai alapfolyamat lehet: redoxireakció, pH-szabályozás, kémiai kicsapás, adszorpció, fázissztérválasztás, egyéb eljárás (például membrántechnológia). A 2.5. táblázatban a leggyakrabban alkalmazott víztisztítási eljárásokat a fentebb tárgyalt különböző szempontok szerinti csoportosításban mutatjuk be.

2.5. táblázat: Víztisztítási eljárások csoportosítása (a szerző szerkesztése)

Fizikai eljárások	Fizikai/Kémiai eljárások	Biológiai eljárások
<i>Cél: gázmentesítés</i>		
levegőztetés	savtalanítás	
nyomáscsökkentés	oxidáció	
melegítés		
<i>Cél: lebegőanyag-eltávolítás</i>		
szűrés	derítés	
ülepítés		
<i>Cél: oldott komponens eltávolítása/koncentrációjának csökkentése</i>		
desztilláció	vegyszeres vízlágyítás	nitrifikáció
termikus vízlágyítás	csapadékképzés	
adszorpció	ioncsere	
szűrés	oxidáció	
fordított ozmózis		
<i>Cél: fertőtlenítés</i>		
termikus	ózonozás	
UV	klórozás	
	klór-dioxidos kezelés	

2.3. Gázmentesítés

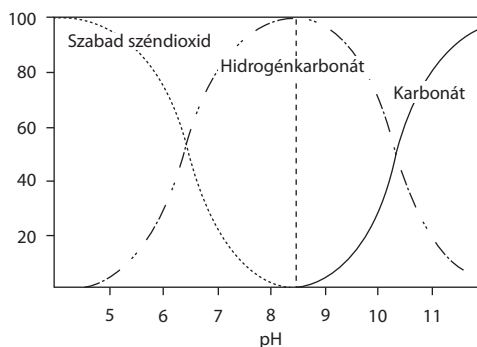
Magyarország mélységi vizei gyakran magas metán, illetve agresszív szén-dioxid-tartalommal, ritkább esetben magas kén-hidrogén-tartalommal rendelkeznek. Veszélyes helyzetek alakulnak ki, ha gázos kutak vizét zárt csőhálózatokba, víztornyokba, illetve a fogyasztók készülékeibe vezetik. A metánnak a vízből történő kiválása következtében súlyos baleseteket okozó robbanások fordulhatnak elő, az agresszív szén-dioxid és a kén-hidrogén pedig a hálózatra fejt ki korrozív hatást, a kén-hidrogén jellegzetes záptojásszagú, nagyobb koncentrációban mérgező hatású gáz. Ezért a gázos vizek esetében a vízkezelés első lépése a gázmentesítés, ami fizikai, valamint kémiai módszereken alapuló eljárások során valósítható meg. A metán eltávolítását a vízből fizikai úton, az agresszív szén-dioxid és a kén-hidrogén eltávolítását kémiai vagy fizikai úton lehet elvégezni.

A fizikai folyamaton alapuló gázmentesítés során nyomáscsökkentést, hőmérséklet-emelést vagy kilevegőztetést alkalmazhatnak. Levegőztetésnél a feladat a minél nagyobb folyadék–levegő határfelületet biztosítása (például a víz apró cseppekre porlasztásával vagy a levegőnek a vízbe fúvásával vagy a víz és a levegő mechanikus összekeverésével), és a levegőből a vízből kivált gázok elvezetése. A levegőztetés során figyelemmel kell lenni arra, hogy itt két folyamat játszódik le párhuzamosan: egyrészt a vízben oldott gázok eltávoznak a vízből, másrészt jelentős mennyiségű oxigén oldódik be a levegőből a vízbe. A metán eltávolítása a vízből leggyakrabban levegőztetéssel történik.

Az (1) egyenlet szerinti hidrogén-karbonát–karbonát egyensúlyhoz (más néven a mész–szén-sav egyensúlyhoz) szükséges mennyiségen túl az adott vízben található szén-dioxidot agresszívnek nevezzük. (A $\leftrightarrow$ megfordítható, reverzibilis folyamatot jelöl.)



Ha a szén-dioxid mennyisége az egyensúlyi koncentrációnál kisebb, akkor kalcium-karbonát (illetve bizonyos esetekben magnézium-karbonát) válik ki. Ha a szén-dioxid mennyisége az egyensúlyi koncentrációnál nagyobb, akkor a víz erősen korrozív tulajdonságúvá alakul. A hidrogén-karbonát–karbonát egyensúly egy heterogén egyensúly, amelyben az egyes szervesetlen szénformák egymáshoz viszonyított aránya a pH függvényében is változik (2.1. ábra). A vízben található agresszív szén-dioxidot fizikai (például levegőztetéssel) vagy kémiai úton (például vegyszer hozzáadásával) lehet eltávolítani az ivóvízből.



2.1. ábra: A szervesetlen szénformák aránya a pH függvényében (a szerző szerkesztése [6] alapján)

Mivel a kémiai módszerrel végzett szén-dioxid-tartalom-csökkentés kémhatásváltozással (pH-növekedéssel) jár, ezért gyakran savtalanításnak is nevezik. Ezen eljárások során adagolhatunk a vízhez lúgosító reagenseket, vagy átvezethetjük a vizet lúgosan oldódó ásványokból álló szűrőközegeen.

A reagens hozzáadásával történő módszerre példa, amikor a szén-dioxid-tartalmú vizet mésztejjel (kalcium-hidroxid-oldattal) kezelik, ekkor a következő (2, 3) két egyenletben látható folyamatok játszódnak le (az aláhúzás rosszul oldódó, ezért a vizes rendszerből szilárd anyag formájában kiváló vegyületet; a $\leftrightarrow$ reverzibilis folyamatot jelöl):



Ennél az eljárásnál a mésztejet (kalcium-hidroxid-oldatot) sztöchiometrikus, vagyis az adott egyenletben meghatározott mennyiségben kell alkalmazni, különben a (2) reakció lesz az uralkodó, amely csak további ülepitéssel és szűréssel eltávolítható kalcium-karbonát-csapadékot eredményez.

A savtalanítás során reagensként alkalmazhatnak továbbá nátronlúgot (nátrium-hidroxidot) vagy szódát (nátrium-karbonátot), ekkor az alábbi (4, 5) folyamatok játszódnak le:



Bár a szóda (nátrium-karbonát) adagolásának hatása hasonló a nátronlúg (nátrium-hidroxid) alkalmazásához, a szódás folyamat kedvezőbb, mivel kisebb a túllúgosítás veszélye. A reagenták alkalmazásával történő szén-dioxid-csökkentésre alkalmazott eljárások közös sajátossága, hogy növelik a víz sótartalmát.

A lúgosító hatású kőzetek (márvány, mészkő, dolomit) közül savtalanításra gyakorlatilag csak a márványt használják: a vizet márvány (amely kémiaiilag kalcium-karbonát) darabokkal töltött tornyon csörgedeztetik át, ekkor az (6) egyenletben látható folyamat játszódik le (amelyben a $\leftrightarrow$ megfordítható, vagyis reverzibilis reakciót jelöl). A márvány tömött kristályszerkezete miatt lassan oldódik, ami véd a túllúgosítástól, de ez a technológia nagy mennyiségű kőzet és kis vízáramlási sebesség alkalmazását teszi szükségessé.



Az ásványok kiégetésével jóval nagyobb lúgosságú és aktivitású termékek nyerhetők, amelyek alkalmazása technológiailag is kedvezőbb. Az eljárás során a szén-dioxid-tartalmú vizet magnézium-oxid-tartalmú szűrőhomokon vagy félig égetett dolomiton (amely kémiaiilag magnézium-oxid és kalcium-karbonát keveréke) vezetik keresztül. Ekkor a közegben lévő magnézium-oxid és kalcium-karbonát a következő (7) reakcióba lép a szén-dioxiddal:

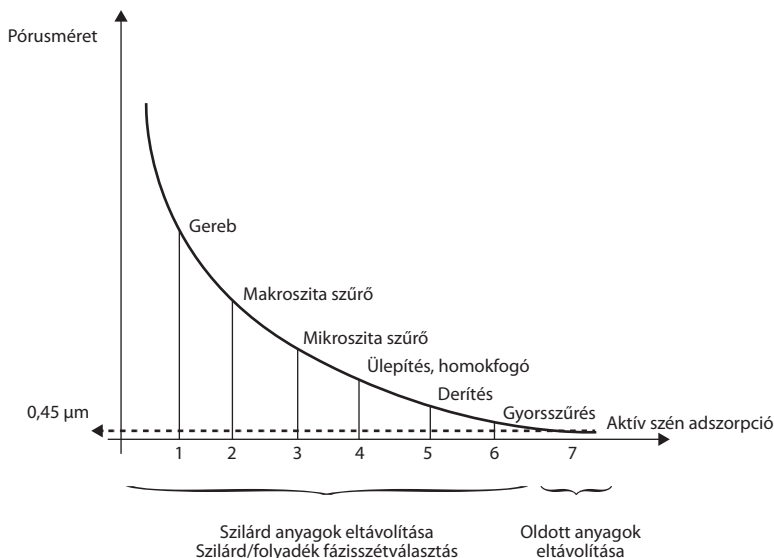


A kén-hidrogén-mentesítést általában az alábbi (8, 9) redoxireakciók valamelyikével végzik, ahol az oxidálószer a klórgáz (Cl_2) vagy a kálium-permanganát (KMnO_4):



2.4. Lebegőanyag-eltávolítás

Az előző alfejezetben bemutatott gázmentesítésnél (gáz-folyadék fázisszétválasztásnál) lényegesen nagyobb szerepet játszik a víztisztításban a szilárd-folyadék fázisszétválasztás (2.2. ábra). A felszíni vizekben található szennyező anyagok jelentős része szilárd állapotú anyag, vagy azokhoz kötődik; illetve előfordulnak olyan oldott állapotú eltávolítandó anyagok is, amelyek megfelelő adalékanyagok segítségével szilárd halmazállapotúvá alakíthatók.



2.2. ábra: Szilárd-folyadék fázisszétválasztási technológiák összefoglalása (a szerző szerkesztése [7] alapján)

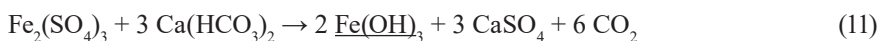
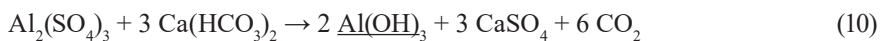
A vízszintes tengelyen található számok magyarázata: 1–úszó fadarabok; 2–falevelek, rovarok; 3–planktonikus szervezetek; 4–homokszemcsék, egyéb ülepezhető anyagok; 5–pelyhek, csapadékok; 6–pelyhek, csapadékok; 7–íz- és szagrontó anyagok, mikroszennyezők.

Szűréssel a vízben található pelyeket, csapadékokat és egyéb szilárd szennyezőket lehet eltávolítani. Felszíni vizek esetén a szűrést gyakran megelőzik a durva fázisszétválasztási eljárások (például gereb), illetve az ülepítés. Hazánkban az ivóvíz-előállítás során flotálást (felúsztatást) nem alkalmaznak. A mélységi vizeknél gyakran a szűrés az egyedüli szilárd-folyadék fázisszétválasztást szolgáló technológiai lépés.

A felszín alatti vizek tisztításában nagy szerepe van a vas- és mangántalanításnak. Ezen eljárás során az oldott állapotú vas- és mangánvegyületeket szilárd állapotú formákká (csapadékokká) alakítják át, majd a megfelelő szilárd–folyadék fázisszétválasztással elkülönítik a víztől. Lényegében hasonló folyamatok játszódnak le az arzén eltávolítása során is, de ott elsősorban nem a kicsapódás, hanem az adszorpció (felületi megkötődés) okozza az oldott állapotú arzénvegyületek szilárd állapotban történő megjelenését (minderről részletesebben a későbbiekben lesz szó).

A vizekben jelen lévő és a víztisztítás során eltávolítandó lebegőanyagok mérete, valamint mennyisége igen tág határok között változik. A lebegő részecskék egy részét képező durva szemcsék mechanikai fázisszétválasztási módszerekkel (például ülepitéssel, szűréssel) eltávolíthatók. A jelentősebb másik rész azonban kolloidméretű (vagyis 1–500 nm közötti), negatív elektromos töltésű részecskékből áll, amelyeknek a spontán összetapadása, pelyhesedése és ülepedése csak igen hosszú idő alatt menne végbe. Ezért eltávolításukhoz a vegyszer hozzáadásával járó derítési folyamatban a stabilizáló erők megszüntetésére és nagyobb méretű részecskék létrehozására van szükség, amelyek már elkülöníthetők lesznek a víztől a mechanikai fázisszétválasztási módszerek (például ülepités, szűrés) alkalmazásának segítségével.

A derítés során a hozzáadott alap- és segédderítőszer hatására koaguláció, flokkuláció és ülepedés játszódik le. Koaguláció (kicsapódás) a kolloidrészecskék destabilizálódását jelenti, amely a részecskék közötti taszítóerő csökkenésének, illetve megszűnésének hatására következik be. A leggyakrabban alkalmazott koaguláló vegyszerek a három vegyértékű alumínium- és vas-sók [alumínium(III)-szulfát, vas(III)-szulfát]. A vízben jelen lévő keménységet okozó vegyületek közreműködésével a koaguláció során az alábbi (10, 11) reakciók mennek végbe (az aláhúzás rosszul oldódó, ezért a vizes rendszerből szilárd anyag formájában kiváló vegyületet jelöl):



Flokkuláció (pehelyképződés) során a koagulálódott részecskék nagyobb méretű halmazokká kapcsolódnak össze. A pehelyképződést a segédderítőszer (például polielektrolitok) alkalmazása teszi hatékonyvá. A kolloid felületi töltését az adagolt derítőszer (fém-só) megváltoztatja, és így hozzá tudnak kapcsolódni a polimer segédderítőszer anionos funkciós csoportjai. A folyamat első lépése a polimerek szorpciója (megkötődése) a szilárd részecskék felületén, és a mikropelyhek képződése. Ezt követi a mikropelyhek nagyméretű, jól ülepedő pelyhekké (makropelyhekké) való összekapcsolódása. A makroméretű pehelyképződést a polimer szerkezete teszi lehetővé. A képződött makropelyhek a fém-hidroxid-pelyheknél jóval nagyobb méretűek, tömörebb szerkezetűek, így hatékonyabb szilárd–folyadék-elválasztást tesznek lehetővé. A flokkulációt keveréssel segítik elő. A keverés leállítása után a nehézségi erő hatására a makropelyhek már könnyebben ülepednek.

2.5. Oldott komponens eltávolítása vagy koncentrációjának csökkentése

Az oldott komponensek eltávolítása érdekében a tisztítandó vizet fizikai módszerek (például adszorpció, membrántechnológiák) és/vagy redoxireakción, pH-változtatáson, csapadékképzésen, helyettesítésen alapuló kémiai módszerekkel kezelik (például vas- és mangántalanítás, arzénmentesítés, vízlágyítás).

2.5.1. Redoxifolyamatok

Az ivóvízkezelés során az eltávolítandó komponens oxidációját nagy gyakorisággal alkalmazzák, redukcióra azonban ritkán kerül sor. Több eltávolítandó komponens (például vas, mangán, arzén) a felszín alatti vizekben kialakuló redukzív viszonyok miatt redukált formákban fordul elő, amely formák vízben jól oldódnak. Ugyanakkor az oxidált formák vízben rosszul oldódnak, abból oxidatív körülmények között csapadék formájában kiválnak. Így a szilárd-folyadék fáziszétválasztásra ezen komponensek oxidált állapotú formái lehetnek alkalmasak. A patogén és nem patogén mikroorganizmusok egyedszámának szabályozására (fertőtlenítésre) szinte kivétel nélkül oxidációt alkalmaznak (a fertőtlenítés részletes bemutatása a következő, 2.6. alfejezet témája). Redukciós eljárásra példa a mikrobiológiai úton megvalósított nitráteltávolítás, amelynek során a denitrifikáló baktériumok a nitrátionokat nitrogén gázzá redukálják (bővebben lásd a víztisztítás biológiai folyamatait bemutató 4. fejezetben)

2.5.2. A pH szabályozása

A kémhatás beállításának, illetve változtatásának azért van jelentősége a víztisztítás során, mert a kémiai és mikrobiológiai folyamatok többsége csak egy szűk pH-tartományban játszódik le megfelelő sebességgel és intenzitással. Sok esetben az adott vízkezelési technológiával kezelt víz pH-értéke nincs az optimálisnak tekinthető intervallumban, ezért ennek beállítása savas vagy lúgos karakterű anyag adagolásával történik. A hazai felszíni és felszín alatti vizek viszonylag nagy hidrogén-karbonát-ion-koncentrációja biztosítja a víz jó pufferkapacitását, vagyis azt, hogy az aktuális pH-érték a vízkezelés során csak kis mértékben változzon meg. Amennyiben ez nem így van (például a Mátrában található vízbázisok esetében), akkor a víz megfelelő pufferkapacitását vegyszer hozzáadásával alakítják ki. Tulajdonképpen a pH-szabályozás körébe tartozik a korábban már bemutatott savtalanítási eljárás is, amely során lúgos kémhatású anyagok hozzáadásával a víz szén-dioxid-tartalmát csökkentik.

2.5.3. Kémiai kicsapás (csapadékképzés)

Kémiai kicsapás során a vízben oldott állapotú komponensek egy része megfelelő vegyszerek adagolásával vízben rosszul oldódó vegyületté alakítható, és egyszerű szilárd-folyadék fáziszétválasztási eljárásokkal (például ülepités, flotálás, szűrés) elválaszthatók a víztől. Nagyon sok esetben a csapadékképződés kiváltó oka az oxidáció vagy a pH-szabályozás, azonban előfordul az is, hogy redoxi-, illetve sav-bázis folyamatok nélkül, egyszerű helyettesítéssel reakcióban képződik a rosszul oldódó anyag.

Kicsapátásos eljáráson alapuló szennyezőanyag-eltávolítási technológia a felszín alatti vizek tisztítása során alkalmazott vas- és a mangáneltávolítás. A vas a felszín alatti vizekben, redukatív körülmények között oldott vas(II)-ion formájában van jelen. A felszínre kerülve azonban oxidálódik, és így rosszul oldódó vas(III)-vegyületté alakul, amely barnás színű csapadék formájában jelenik meg. Az oxidációs vastalanítási eljárásoknál a vasvegyületek oxidációs sebessége függ: a pH-értéktől (lúgosabb közegben gyorsabb a reakció), az oldott oxigén koncentrációjától (nagyobb értéknél gyorsabb a reakció), katalizátorok esetleges jelenlététől (például a leválasztott és visszaforgatott vas-hidroxid-iszap felgyorsítja az oxidációs folyamatot), az agresszív

szén-dioxid jelenlététől (amely rontja az oxidációs hatást, mivel csökkenti a pH-értéket, vagyis savanyít).

A pH-emeléssel történő vastalanítást elsősorban a szulfát formában lévő vas eltávolításánál alkalmazzák. Ez az eljárás hazánkban nem terjedt el, mivel viszonylag ritkán fordul elő vizeinkben a szulfátos kötésben lévő vas. A pH értékét mésztej (kalcium-hidroxid-oldat) adagolásával növelik meg. Ekkor vas(II)-hidroxid keletkezik, amely a vízben oldott oxigén hatására könnyen vas(III)-hidroxiddá alakul. A keletkező vas- és mésziszapot először üleptik, és csak ezt követően vezetik a vizet homokszűrőre.

Vegyszeres oxidációra a vastalanításnál akkor van szükség, ha a levegőztetéssel a vízbe bevitt oxigén nem, vagy csak nagyon lassan képes oxidálni a vas(II)-vegyületet, illetve amennyiben a vas mellett más oxidációt igénylő komponenst is el kell távolítani (például mangánt, arzént). Az alkalmazható oxidáló szerek: kálium-permanganát (KMnO_4), klórgáz (Cl_2), klór-dioxid (ClO_2), ózon (O_3).

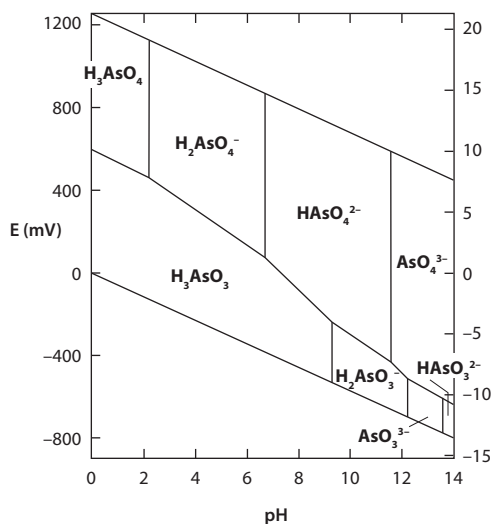


A klórgáz vízben oldódva a (12) egyenlet szerint ($a \leftrightarrow$ megfordítható, vagyis reverzibilis folyamatot jelöl) hipoklórossavvá (HOCl) alakul, amely aztán gyorsan oxidálja a vas(II)-iont. A pH 5 feletti tartományban a kis oldott szerves széntartalmú vizek is jól vastalaníthatók, de a nagyobb koncentrációban szerves kötésben (például humin- és fulvinsavakban) lévő vas csak kisebb hányada távolítható el ezzel az eljárással. A klór-dioxid (ClO_2) a vas(II)-ionokat gyorsan oxidálja, de a szerves kötésű vasat nem képes hatékonyan oxidálni. A kálium-permanganáttal (KMnO_4) a vas(II)-ion oxidációja pillanatszerű, azonban a szerves kötésű vasnak csak kisebb hányadát képes oxidálni. Az ózon (O_3) a kis oldott szervesanyag-tartalmú vizek esetében hatékony, de költségei miatt nem versenyképes a klórral.

Ahhoz, hogy a mangánt valamilyen szilárd-folyadék fázisszétválasztási technológiával el tudjuk távolítani a vízből, először a mangán(II)-vegyületet vízben rosszul oldódó mangán(IV)-vegyületté kell alakítani. Az alkalmazható oxidálószer: kálium-permanganát (KMnO_4), ózon (O_3). Ha a víz oldott mangántartalma kevesebb, mint 1 mg/l nem szükséges külön mangántalanítani, mivel ekkor a vastalanítással együtt megtörténik a mangán eltávolítása is. Amennyiben a vízben jelen lévő mangán koncentrációja nem haladja meg a 0,5 mg/l értéket a levegő oxigénjének felhasználásával is oxidálható a mangán(II)-vegyület. Az eljárás lényege, hogy a szűrőszemcsék felületén speciális katalitikus réteget alakítanak ki (ez lesz az úgynevezett bedolgozott szűrő) kálium-permanganát (KMnO_4) vagy mangán(II)-klorid (MnCl_2) oldatok szűrőhomokon való keringetésével. Ezáltal a szűrőszemcsék felületén mangán-dioxid (MnO_2) réteg jön létre, amely katalizátorként biztosítani tudja, hogy a vízben lévő mangán-(II)-vegyület a levegő oxigénjének hatására mangán(IV)-vegyületté oxidálódjon.

A rétegvizekbe az arzén természetes úton, a vízbázissal érintkező kőzetekből történő lassú oldódási folyamat során került be. Az arzén általában olyan ásványokban található meg, amelyek szulfidot, rezet, nikkelt, ólmot vagy kobaltot is tartalmaznak. Az arzénmentesítés lehetséges technológiai megoldását döntően az határozza meg, hogy az arzén milyen formában van jelen a tisztítandó vízben, mivel ettől függ az előoxidáció szükségessége. A 2.3. ábra az arzén lehetséges előfordulási formáit mutatja be a vizes közeg kémhatásának (pH) és redoxipotenciáljának (pE) függvényében. Az arzén a vízben oldott és partikulált (szilárd csapadék) formában lehet jelen. A rétegvizekre jellemző redukzív környezetben az arzén jellemzően oldott arzenit [As(III) -vegyületek] formájában fordul elő, a partikulált arzenát [As(V) -vegyületek] frakciója általában

elhanyagolható mértékű. A magasabb arzéntartalmú felszín alatti vizek általában enyhén lúgosak ($8 < \text{pH} < 9$), ebben a pH-tartományban az arsenit természetes formája a töltéssel nem rendelkező arzénessav (H_3AsO_3), az arsenáté pedig az arzénsav anionos formája, a dihidrogén-arsenát ($\text{H}_2\text{AsO}_4^{2-}$). Bár az arsenit előfordulása redukált, az arsenáté pedig oxidált környezetben jellemző, bizonyos esetekben az arsenát jelentős mértékben fordulhat elő redukáltnak tekintett vizekben is (például kén-hidrogén vagy nagy mennyiségű oldott vas jelenléte esetén).



2.3. ábra: Az arzén előfordulási formái a vizekben (a szerző szerkesztése [8] alapján)

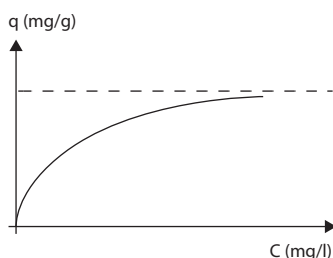
Az alkalmazott arzénmentesítési technológiák három nagy csoportba oszthatók: (a) hagyományos technológiák (koaguláció, meszes lágyítás), (b) szorpciós eljárások (ioncsere, aktivált alumínium alkalmazása), (c) membrántechnológiák (fordított ozmózis, nanoszűrés, mikroszűrés, ultraszűrés). A hagyományos arzénmentesítési technológiákat magas vas-, illetve vas-mangán-tartalmú felszín alatti vízbázisok esetén alkalmazzák. Hazánkban is ezek a technológiák terjedtek el. A tisztítási eljárás során az előlevegőztetés a vas, a vegyszeres oxidáció (kálium-permanganáttal, klórral, ózonnal) az arsenit oxidálására és kicsapására szolgál. A negatív töltésű arsenát a vas-hidroxid-pelyhekbe épülve szűrhető ki. Elégtelen természetes vastartalom esetén vas(III)-kloridot (FeCl_3) adagolnak a vízbe. Fontos a víz megfelelő kémhatásának fenntartása is, amit pH-beállítással érnek el. A szorpciós eljárásokkal és a membrántechnológiákkal a következőkben ismerkedünk meg.

2.5.4. Adszorpció

Az adszorpció (felületi megkötődés) során a vízből eltávolítandó komponens megkötődése csupán fizikai folyamatok révén jön létre. Ha kémiai kötések is kialakulnak a felület és a megkötődő anyag között, akkor kemisorpcióról beszélünk. Az adszorpció reverzibilis (megfordítható) folyamat, megfelelően kiválasztott hatásokkal (például hőmérséklet emelése) a megkötődött anyagok eltávolíthatóak a felületről. Ez a folyamat a deszorpció.

Mivel az adszorpció egyensúlyi folyamat, ezért az, hogy mennyi szennyezőanyag kötődik meg, illetve hogy mekkora lesz a szennyezőanyag koncentrációja az egyensúly beálltakor a vízben, az nagymértékben függ a kezdeti szennyezőanyag-koncentrációtól. Ezt az összefüggést mutatja be a 2.4. ábra.

Vízkezelés során leggyakrabban használt adszorbens az aktív szén, amelynek fajlagos felülete 1000–1200 m²/g. Az aktív szén elsősorban apoláros szerves vegyületek megkötésére alkalmas nem szelektív adszorbens. Kétféle formában használatos: granulált aktív szén (GAC) és por alakú aktív szén (PAC). A granulált aktív szén alkalmazása során a tisztítandó víz átfolyik az aktív szén tölteten, és közben a szerves anyagok megkötődnek az adszorbens felületén. A technológiából adódóan a GAC-réteg helyben regenerálható kémiai (vegyszerrel) vagy fizikai módszerrel (túlhevített vízgőzzel). A por alakú aktív szenet a vízbe szórják, a szemcséin megkötődnek a szerves anyagok, majd a szemcséket szilárd-folyadék fázisszétválasztással elkülönítik a víztől.



2.4. ábra: Az adszorpciós folyamatot leíró Langmuir-izoterma (a szerző szerkesztése [7] alapján)

Jelmagyarázat: C – egyensúlyi koncentráció; q – adszorbeált anyagmennyiség

2.4.5. Membrántechnológiák

A membrán olyan természetes vagy mesterséges hártya, amely féláteresztő képességgel rendelkezik, azaz gázok és folyadékok egyes komponenseit visszatartja, más komponenseit pedig átengedi. A membrán áteresztőképessége függ a pórusmérettől, a rendszer nyomásától és hőmérsékletétől, a víz kémhatásától.

A membrántechnológiák egyik csoportja (ahol nagyobb a pórusméret, például mikroszűrés, ultraszűrés, nanoszűrés) az oldott szennyezőket nem képes eltávolítani. Ebben az esetben a tisztítandó víz előkezelése szükséges (például oxidációval, koagulációval), és a membrántechnológia csak mint szilárd-folyadék fázisszétválasztási eljárás játszik szerepet.

A membrántechnológiák másik része (például fordított ozmózis) alkalmas az oldott állapotú szennyezők (így például az oldott állapotú arzén) eltávolítására is. A fordított ozmózis során a víz áramlik külső nyomás hatására a membránon keresztül a magasabb koncentrációjú oldatból (szennyezett víz) az alacsonyabb koncentrációjú oldat felé (tisztított víz). Vagyis ebben az esetben nemcsak az oldott állapotú szennyezők (például arzén), hanem az egyéb oldott komponenseket is eltávolítanak. A tisztítás végeredménye az idegen ionoktól mentes víz lesz (amely csak a víz öndisszociációjából származó oxónium- és hidroxidionokat tartalmazza), ezt nevezik köznapiszóhasználatban „ionmentes” víznek. Ezen eljárás ivóvíztisztításban való alkalmazása esetén a tisztított víz megfelelő visszaszórásáról kell gondoskodni. Mivel a membránon a mikroorganizmusok sem juthatnak át, a fordított ozmózis (illetve még a nanoszűrés is) fizikai úton történő fertőtlenítő hatással rendelkezik.

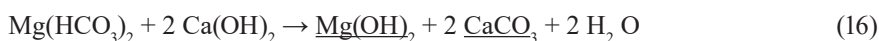
2.5.6. Vízlágyítás

A vízlágyítás a víz keménységének csökkentésére irányuló eljárás, amellyel a keménységet okozó kalcium- és magnéziumionok mennyiségét csökkentjük. A víz lágyításának két alapvető módszere van: (a) csapadékos, idetartozik a termikus és a vegyszeres eljárás, (b) ioncserélés. A vegyszeres eljárás az alkalmazott vegyszerek alapján lehet: meszes, mész-szódás, trisós.

Termikus vízlágyítás során a víz változó keménysége (más néven a karbonát-keménysége, KK) csökkenthető azáltal, hogy melegítés hatására a vízben lévő hidrogén-karbonátok csapadékként kiváló karbonátokká és gázként eltávozó szén-dioxiddá alakulnak a (13, 14) egyenleteknek megfelelően.



A meszes vízlágyítás során mésztejet (kalcium-hidroxid-oldatot) adagolnak a kezelendő vízhez, a lejátszódó folyamatokat a (15–17) egyenletek írják le. Az aláhúzás rosszul oldódó, ezért a vizes rendszerből szilárd anyag formájában kiváló vegyületet jelöl, amely szilárd-folyadék fázisszéttválasztási technológiával eltávolítható a vízből. A meszes vízlágyítással a változó (karbonát) keménység csökkenthető a (15, 16) egyenletekben szereplő reakcióknak megfelelően. Az állandó keménység (más néven nemkarbonát-keménység, NKK) változatlan marad, mivel az állandó keménységet okozó vegyületek közül a mésztej a magnézium-sókkal reagál ugyan, de a magnéziumionok kicsapódásakor egyenértéknyi mennyiségű kalciumion megy az oldatba a (17) egyenletben látható módon.



A meszes vízlágyítást leggyakrabban égetett mész (kalcium-oxid) adagolásával végzik, amely a vízzel reagálva kalcium-hidroxidot képez, és lejátszódik a (15–17) egyenletekben leírt folyamat. A meszes vízlágyítás anyagszükségletét a (18) egyenlet írja le:



ahol KK: a nyersvíz karbonát-keménysége mmól CaO/dm³-ben kifejezve,

MgK: nyersvíz magnézium-keménysége mmól CaO/dm³-ben kifejezve,

C_{CO₂}: nyersvíz szén-dioxid-tartalma mmól /dm³-ben kifejezve.

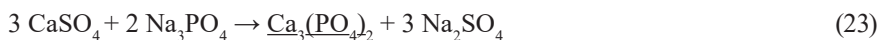
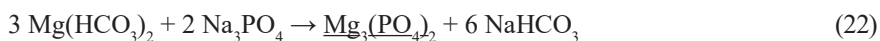
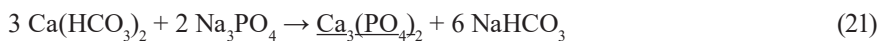
Meszes vízlágyítással az igen kemény 20–28 német keménységi fokkal (nk°) jellemezhető víz 6–8 nk°-ra lágyítható. Ennél lágyabb víz előállítására a mész-szódás eljárás alkalmas.

Mész-szódás eljárás első lépésében a meszes vízlágyításban leírtaknak megfelelően a víz változó keménységét távolítják el, majd szódával (nátrium-karbonáttal) az állandó keménységet csökkentik a (19, 20) egyenletekben leírt módon. Az aláhúzás rosszul oldódó, ezért a vizes rendszerből szilárd anyag formájában kiváló vegyületet jelöl, amely szilárd-folyadék fázis-szétválasztási technológiával eltávolítható a vízből. Az enyhe melegítés kedvez a reakcióknak.



A meszet általában 2-4%-os mésztej, a szódát 5-10%-os oldat formájában adagolják a kezelendő vízhez. Ezzel a módszerrel 1-3 nk°-ig lehet lágyítani a vizet. Jobb hatásfokú a trisós eljárás, amellyel 0,1 nk° is elérhető.

Az alkáli-foszfátos eljárásnak is nevezett trisós módszer során a reagens (trisó, nátrium-tri-foszfát) reagál valamennyi keménységet okozó sóval a (21–24) egyenleteknek megfelelően. A keletkezett foszfátok vízben oldhatatlanok, csapadékot képeznek (ezt az aláhúzás jelöli az egyenletekben), így szilárd-folyadék fázisszétválasztási technológiával eltávolíthatók a vízből. A hőmérséklet emelése ennek az eljárásnak is kedvez, de a nátrium-hidrogén-karbonát (NaHCO_3) képződése miatt a víz lúgosodik és könnyen habzik, ami viszont problémát okozhat. A habzás minimalizálása érdekében a trisós módszert általában a méssz-szódás eljárás után alkalmazzák, mivel ekkor már csak az igen kis mennyiségben jelen lévő Ca- és Mg-sók eltávolítására van szükség.



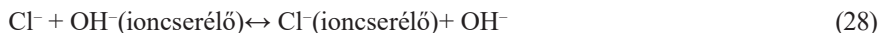
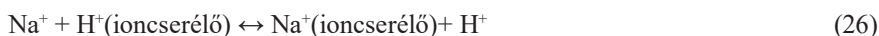
A vízlágyítás tárgyalása során bemutatott csapadékos eljárásoknak további előnyös hatásuk is van: a méssz eltávolítja a szabad szén-dioxidot, a kiváló csapadékok magukkal ragadják a lebegő szennyezéseket, valamint a vas- és szilikát-vegyületeket, illetve a szerves anyagok nagy részét is.

Teljes lágyítás, vagyis a 0,1 nk°-nál lágyabb vizek előállítása csak ioncserével valósítható meg. Az ioncserélés heterogén, reverzibilis kémiai folyamat, amelyben a különböző fázisban, vagyis a kezelendő vízben (folyékony fázis), illetve az ioncserélő anyag felületén (szilárd fázis) lévő azonos töltésű ionok helyet cserélnek egymással. Az ioncserét bár az adszorpciós folyamatok közé sorolják, itt az egyszerű felületi fizikai megkötődésen túl másodrendű kémiai kötések (például hidrogénkötés) felbomlása és kialakulása is lejátszódik. Az ioncserélő anyagok olyan szilárd halmazállapotú anyagok, amelyek pozitív vagy negatív töltésű ionos csoportokat tartalmaznak (ezeket funkciós csoportoknak nevezzük), és az azokhoz kapcsolódó, szabadon mozgó ionjaikat képesek más, azonos töltésű ellenionokkal kicserélni. Vagyis az ioncserélő anyagok az elektrolit oldatokból pozitív vagy negatív ionokat képesek megkötni, és ugyanakkor azokkal egyenértékű, de más anyagi minőségű ionokat az oldatba juttatni.

Ioncserélt víz előállítására kezdetben nátrium-alumínium-hidroszilikát alapú természetes ioncserélőket (zeolitokat) használtak, később ezeket mesterségesen állították elő (ilyenek a permutitok), napjainkban elterjedt a polimerizált műgyanták alkalmazása (leggyakrabban úgynevezett gyöngypolimer formájában kerülnek forgalomba). Az ioncserélők működésük alapján lehetnek: (a) kationcserélők (például zeolitok, Na-ciklusú műgyanták, H-ciklusú műgyanták), (b) anioncserélők (például OH-ciklusú műgyanták, Cl-ciklusú műgyanták). A kationcserélő műgyanták általában szulfonsavcsoportokat ($-\text{SO}_3\text{H}$) vagy karboxilcsoportokat ($-\text{COOH}$), az anioncserélők rendszerint amincsoportokat (például $-\text{NH}_2$, $-\text{NH}-$) tartalmaznak.

Az ioncserélők működése függ a vízben lévő anyagok koncentrációjától, az oldott ionok minőségétől, az oldat kémhatásától. Az ioncserélők szelektívek, vagyis a különböző ionokat különböző erősséggel kötik meg, és így a vízben lévő ionok közül az egyik iont a másikkal szemben előnyben részesíthetik. Általában a nagyobb aktivitású ionokat cserélik le könnyebben saját ionjaikra, vagyis: az eltérő töltésű ionok közül a nagyobb töltésűt, az azonos töltésű ionok közül a nagyobb tömegűt. A kationcserélő gyanták elsősorban az alkáliföldfém-ionokra szelektívek, az anioncserélő gyanták a nitrát- és a szulfátionokra. Ezért az egyértékű kationok megkötésére a víztisztításban az ioncserélő gyantáknál szelektívebb sajátságú zeolitokat használnak.

Kationcserélő (25, 26) és anioncserélő (27, 28) folyamatokat mutatnak be a következő egyenletek (a $\leftrightarrow$ megfordítható, vagyis reverzibilis folyamatot jelöl):



Az ioncserélők alkalmazásának előnye a folyamat reverzibilitása, vagyis az, hogy az ioncserélők a használatot követően regenerálhatóak és újra felhasználhatóak. A regenerálás, vagyis az eredeti ioncserélési kapacitás visszaállítása, mindig olyan koncentrált oldattal történik, amely olyan ionokat tartalmaz, mint amilyenek kicserélődtek (elfogytak) az ioncserélő felületéről. Például a Na-ciklusú ioncserélő gyanta regenerálása nátrium-klorid-oldattal, a H-ciklusú gyanta regenerálása sósav-oldattal történik.

2.6. Fertőtlenítés

A fertőtlenítés célja a mikroorganizmusok egyedszámának adott határérték alá csökkentése (nem azonos a sterilizálással, amelynek célja az összes mikroorganizmus elpusztítása). A fertőtlenítési eljárások lehetnek: melegítés, klórozás, ózonozás, egyéb módszerek (például UV alkalmazása). Ivóvízkezelés során a fertőtlenítést általában valamilyen fertőtlenítőszerrel, oxidáció alkalmazásával hajtják végre. Kivételt jelent az UV-fény alkalmazása, amelynek során a mikroorganizmusokat nem kémiai, hanem fizikai úton hatástalanítják.

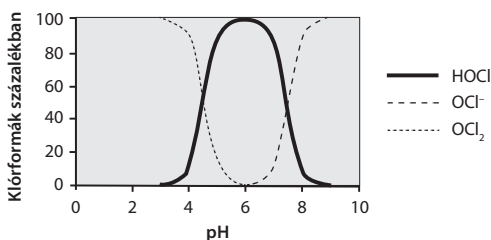
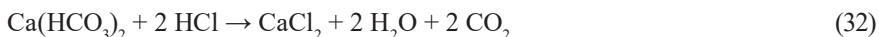
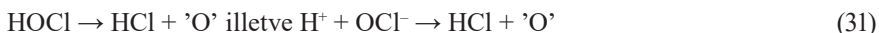
2.6.1. Melegítés, forralás

60 °C-on történő 15 perces melegítés elpusztítja a vízben lévő baktériumok nagy részét, tökéletes csírátlanítás 30 perces forralással érhető el. A melegítés azonban vízellátási célokra nem alkalmas módszer.

2.6.2. Vegyszeres fertőtlenítés, oxidáció

A víztisztítás során Magyarországon a leggyakrabban használt fertőtlenítőszer (és egyben oxidálószer is) a klór különböző formái: klórgáz, hypó, klórmész, monoklór-amin, klór-dioxid. A klórgáz (Cl_2) hordóban vagy palackban kerül forgalomba, robbanékony veszélyes anyag, de jól adagolható. A hypó (nátrium-hipoklorit: NaOCl) folyékony halmazállapotú veszélyes anyag. Amíg nem voltak megbízható klórgáz-adagolók, döntően ezt a klórformát használták a víz fertőtlenítésére. A klórmész [kalcium-hipoklorit, $\text{Ca}(\text{OCl})_2$] szilárd halmazállapotú veszélyes anyag, nehézkes adagolási lehetősége miatt inkább csak műtárgyak (például medencék) tisztításához és fertőtlenítéséhez használják. A monoklór-amin (NH_2Cl) a szabad klórnál sokkal gyengébb oxidálószer, továbbá kellemetlen ízt és szagot kölcsönöz a víznek. A klór-dioxid (ClO_2) robbanékony gáz, ezért a felhasználás helyszínén kell előállítani; a klórgáznál sokkal hatásosabb oxidálószer, a felszíni vizek íz- és szagrontó anyagainak csökkentésére, valamint a fenolszarmazékok oxidálására is alkalmazható.

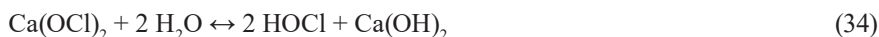
A vízbe adagolt klórgáz nemcsak oldódik, hanem a (29) egyenlet szerinti egyensúlyra vezető reakció szerint reagál is a vízzel, miközben hipoklórossav (HOCl) és sósav (HCl) képződik. A keletkező hipoklórossav (HOCl) a pH függvényében hipoklorit-ionra (OCl^-) disszociál a (30) egyenletnek megfelelően. A három baktericid hatású szabad aktív klórforma (Cl_2 , HOCl , OCl^-) egymáshoz viszonyított aránya az oldat kémhatásától függ (2.5. ábra). A hipoklórossav és a hipoklorit-ion oxidáló hatása a naszcensz oxigén (egyatomos oxigén) képződésén alapul (31). A keletkező sósavat a víz karbonátkeménysége közömbösíti a (32) egyenletben látható reakció szerint.



2.5. ábra: A szabad aktív klórformák pH-függése (a szerző szerkesztése)

A szabad aktív klórformák közül a hipoklórossav baktericid hatása a legerősebb. A 2.5. ábra alapján, a klór szinte teljes mennyisége hipoklórossav formájában van jelen a vízben, ha annak kémhatása 5–7 közötti. Vagyis ebben a tartományban lenne a legjobb hatásfokú a fertőtlenítés. Viszont 7 alatti pH-értékek esetén a vízvezetékek korróziós veszélye megnő (ezért 7-nél alacsonyabb pH-jú víz nem is vezethető a hálózatba). Így tehát a klóros fertőtlenítés során alkalmazandó pH-tartomány a 7–7,5 közötti, mivel 7,5 felett már jelentős mennyiségben (>50%) képződik a hipoklorit, ezáltal csökken a fertőtlenítés hatékonysága.

A nátrium-hipoklorit (hypó) és a kalcium-hipoklorit (klórmész) vízben való oldódását mutatják be az alábbi (33, 34) egyenletek, ahol a keletkező hipoklórossav a kémhatás függvényében a (30) egyenletnek megfelelően hipokloritronra disszociál. Vagyis ezen klórformák kémiai hatása megegyezik a klórgázéval, de a lúgos hidrolízisre (vagyis nátrium-hidroxid, illetve kalcium-hidroxid keletkezésére) az alkalmazás során tekintettel kell lenni.



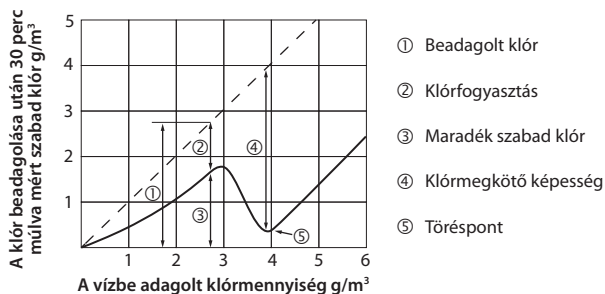
A szabad aktív klórformák erőyes oxidálószer, ezért az oldott szerves anyagok zömének oxidálására alkalmasak, a baktériumokat az enzimek kémiai roncsolása révén pusztítják el. Az alkalmazásukkal történő fertőtlenítés azért eredményes már viszonylag kis koncentrációban is, mert a patogén mikroszervezetek jóval érzékenyebbek a klórra, mint más mikroorganizmusok. A klór mikroorganizmusokra kifejtett hatása függ: a klórral szembeni érzékenységtől, a beadagolt klór-mennyiségtől (koncentrációjától), a behatási időtől (kontaktidőtől), a vízben lévő egyéb klórral oxidálható anyagok mennyiségétől.

A klór a vízben található szerves anyagok egyes csoportjaival is reakcióba lép, és karcinogén (rákkeltő) hatású trihalometánok (THM) képződhetnek. Mivel a THM vegyületek rákkeltő hatásúak, ezért jogszabályban rögzített az ivóvízben megengedhető maximális koncentrációjuk (2.2. táblázat). Ha a klórt túladagolják, és ezért magasabb koncentrációban kerül ki a szabad klór a vízhálózatba, annak szintén egészségkárosító hatása van, ezért jogszabályban rögzített a klórformák (például kötött aktív klór) maximálisan megengedhető mennyisége az ivóvízben (2.2. táblázat). A deklórozás a fölös klór eltávolítását jelenti, amelyet általában aktívszenes szűrőn történő átszűréssel valósítanak meg. Mivel még nem találták meg azt a kevésbé veszélyes fertőtlenítőszert, amely a klórhoz hasonlóan a vízhálózatban fellépő másodlagos szennyeződések ellen is védelmet nyújtana, napjainkban az ivóvíz előállítása során (az egészségügyi szempontok fokozott előtérbe kerülése miatt) a klórfelhasználás minimalizálása a cél (a klórszükséglet pontos meghatározásának segítségével). Emellett az alábbiakban bemutatott klórozási mellékhatások megszüntetése érdekében a fertőtlenítés előtt a víz szervesanyag-tartalmát az arra alkalmas eljárással el kell távolítani.

A klórszükséglet az az adagolandó fajlagos klórmennyiség (g/m^3), amellyel a kívánt technológiai célt (az adott víz fertőtlenítését) el lehet érni. A klórszükséglet laboratóriumi méréssel határozható meg, mivel a vízbe adagolt klórnak csak egy része használandó el a fertőtlenítésre, más részét a vízben lévő oxidálható szerves (például fenolok, huminanyagok) és szervetlen anyagok (például vas, mangán, ammónium) fogyasztják el. A víz klórmegkötő képességét az úgynevezett törésponti görbe segítségével határozzák meg.

A törésponti görbét (2.6. ábra) úgy szerkesztik meg, hogy a fertőtlenítendő vízminta sorozatába grammonként növekvő mennyiségű (1, 2, 3...6 g/m^3) klórt adagolnak és 30 perc behatási

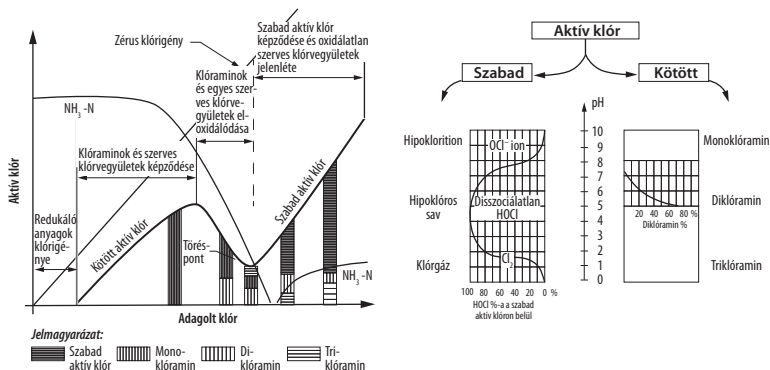
idő után mindegyik vízmintában megméri a szabad klórtartalmat (vagyis azt a klórmennyiséget, ami megmaradt a beadagolt klórból az oxidáció lejártszódása után).



2.6. ábra: A klórozás törésponti görbéje (a szerző szerkesztése [9] alapján)

Ha a víz nem tartalmaz semmilyen klórfogyasztó szerves vagy szervetlen komponenst, akkor a 30 perc behatási idő elteltével a vízben mért maradék szabad klór koncentrációja megegyezik a beadagolt klór kiindulási koncentrációjával, vagyis egy egyenes rajzolódik ki a koordináta rendszerben (2.6. ábrán szaggatott vonallal jelölve).

Ha a vízben klórfogyasztó komponensek vannak (például ammónium), akkor a mért maradék szabad klór (vagyis a reakcióban el nem használt klór) mennyisége a növekvő klór adag függvényében változni fog, és jellegzetes hullámgörbét ír le (2.6. ábrán folyamatos vonallal jelölve). A klór és az ammónium arányától függően különböző kötött klórformák (klóraminok) képződnek, és a maradék szabad klór mennyisége az egyenestől eltérő lesz (annál nagyobb eltérést mutat, minél több a vegyületképzésre felhasznált klór). Amikor a klóraminok oxidálódása is bekövetkezik, akkor a klórfogyasztási görbe csökkenni kezd, majd miután elfogytak a klóraminok, a görbe emelkedő tendenciája ismét láthatóvá válik (lásd a magyarázatokkal ellátott elvi törésponti görbét bemutató 2.7. ábrát). A klórfogyási görbe minimumát adó úgynevezett töréspont azt a klórkonzentrációt jelzi, amelynél a vízben a kötött klórmaradék mennyisége minimális, az ammónia kémiai oxidációja pedig egészen a nitrogéngázig lejártszódik a (38) egyenletben látható módon. Ha a töréspont utáni szakasznak megfelelő mennyiségű klórt adagolnak a vízbe, akkor az ammóniumion koncentrációja határérték alá csökkenthető, továbbá a jelen levő szabad maradék klór miatt jobb fertőtlenítési határfok érhető el.



2.7. ábra: Az elvi törésponti görbe, valamint a klórformák pH-függése (a szerző szerkesztése [10] alapján)

Ha a fertőtlenített víz ammóniumionot tartalmaz, akkor a klór és az ammónium arányától függően háromféle klóramin keletkezhet (monoklór-amin, diklór-amin, triklór-amin), amelyekben a klór kötött állapotúnak nevezhető:

(a.) 5:1 klór-ammónium arányig monoklór-amin (NH_2Cl) keletkezik, amely lassan ható (2 óra behatási idejű), gyenge fertőtlenítőszer. Bár a monoklór-amin a patogén mikroorganizmusok elpusztításában kevésbé hatékony, de jól alkalmazható azok egyedszámának alacsony szinten tartására, mivel fertőtlenítő hatását hosszú ideig képes megőrizni. Előnye továbbá, hogy nem lép reakcióba szerves anyagokkal és az ammóniumionokkal, így nem képez egészségre ártalmas melléktermékeket. Hátránya, hogy enyhe klórszagot kölcsönöz a víznek. Ez az oka annak, hogy kombinált alkalmazása (például az ózonnal együtt) nem terjedt el Magyarországon. Mivel alkalmas lehet nagyobb kiterjedésű csőhálózatok esetén is az esetleges másodlagos szennyeződések oxidálására, lehet technológiai cél a monoklór-amin keletkezésének előidézése a klórozás során.



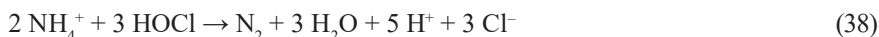
(b.) 10:1 klór-ammónium arány esetén diklór-amin (NHCl_2) keletkezik, amely kellemetlen klórszagot és ízt ad a víznek.



(c.) 15:1 klór-ammónium arány felett triklór-amin (NCl_3) keletkezik, amely kellemetlenül erősen klórszagú vegyület, de levegőztetéssel könnyen eltávolítható a vízből.



A törésponton túl alkalmazott klórozással a víz ammóniummentesítése is elvégezhető az alábbi (38) reakcióegyenletnek megfelelően:

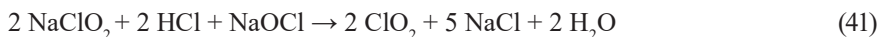
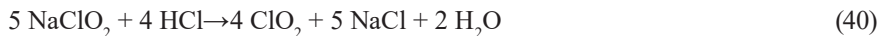


A klórdioxid (ClO_2) a klórtól eltérően vízben nem hidrolizál, csak fizikailag oldódik, így vizes oldata $2 < \text{pH} < 10$ között stabil. Előnye továbbá a klórral szemben, hogy az ammóniával és egyéb nitrogéntartalmú vegyülettel nem lép reakcióba, alkalmazásakor trihalometánok sem képződnek, és baktericid hatása erőteljes. Hátránya, hogy alkalmazásának néhány mellékterméke (például kloritok, klorátok) egészségügyi kockázatot jelenthetnek. A klór-dioxid sokféle szerves és szervetlen vegyülettel reakcióba lép, még a komplex kötésben lévő Fe(II) -, illetve Mn(II) -ionok oxidációjára is képes. Reakciói a szerves anyagokkal általában szintén klórozott termékek képződéséhez vezetnek. Klór-dioxidos fertőtlenítéskor a (39) egyenletben látható módon mérgező kloritok (ClO_2^-) és klorátok (ClO_3^-) keletkezhetnek, amelyek koncentrációja elsősorban a kezelt víz szervesanyag-tartalmától függ. A klór-dioxidot sikeresen alkalmazzák a doh-, föld- és hal-szagok és -ízek csökkentésére, valamint vízhálózatok fertőtlenítésére.



A klórdioxidot a felhasználás helyén kell előállítani, ugyanis robbanásveszélyessége miatt nem célszerű szállítani. A klór-dioxid előállítása történhet nátrium-kloritból (NaClO_2) sósavval vagy

sósavval és nátrium-hipoklorittal vagy klórgázzal a (40–42) egyenletekben szereplő reakcióknak megfelelően.



A kálium-permanganát (KMnO_4) bár erélyes oxidálószer, az ivóvíz fertőtlenítésénél való alkalmazása csekély hatékonysága miatt nem terjedt el. A vas- és mangántalanítás mellett az íz- és szaganyagok, valamint egyes trihalometán-képző komponensek eltávolításához alkalmazzák. Az íz- és szaganyagok kálium-permanganátos eltávolítása után aktív szentes szűrést szükséges beiktatni.

Az ózon háromatomos oxigénmolekula (O_3), szerkezetéből adódóan rendkívül reakcióképes, vízben rosszul oldódó gáz. Mivel már kis mennyiségű oxidálható anyag jelenlétében is nagyon robbanékony, ezért nem tárolható és szállítható, mindig a felhasználás helyén kell előállítani. Leggazdaságosabban a levegő oxigénjéből vagy oxigén gázból elektromos kisülések révén állítható elő.

Az ózon erős oxidáló hatása a felszabaduló naszcensz (egyatomos) oxigénnek köszönhető, amely hamar elreagál a vízben lévő oxidálható anyagokkal, vagy ennek hiányában összekapcsolódásukból oxigén gáz képződik:



Ezek a folyamatok az okai annak, hogy az ózon a vízbe adagolásától számítva hosszú ideig nem tudja erőteljes oxidációs tulajdonságát kifejteni. Az ózon fertőtlenítő hatása függ a víz aktuális kémhatásától is, 8 feletti pH-értékeken nagyon nagy reakcióképességű hidroxilgyökök ($\text{OH}\cdot$) keletkeznek az alábbi (45) egyenletnek megfelelően. Ezeknek a nagy reakcióképességű hidroxilgyököknek a reakcióiból hidrogén-peroxid (H_2O_2) valamint naszcensz oxigén ('O') képződhet (46, 47), amelyek a szerves vegyületekből szerves gyököket (pl. alkil-peroxil-gyök: $\text{RO}_2\cdot$) hoznak létre. A hidroxilgyökök és a szerves gyökök katalizálják az ózon további bomlását.



Enyhén savas közegben az ózon viszonylag lassan, de szelektív módon oxidál, így a mikroorganizmusok elpusztítása szempontjából az enyhén savas közegben lejátszódó oxidáció a kedvezőbb. Mivel az ózon nem rendelkezik általános baktericid hatással, ezért a csőhálózatban gyorsabb utócsírá sodás alakulhat ki. Ezért az ózon alkalmazása esetén a vízhálózatba juttatása előtt utólagos (klórral vagy klór-dioxid-dal történő) fertőtlenítésre van szükség. Az ózon a mikroorganizmusok

inaktiválása mellett jelentős mértékben javíthat a víz esetleges nemkívánatos ízén és szagán is. Mindezekből kifolyólag az ozon felhasználására leginkább a víztisztítástechnológia végén (fertőtlenítési céllal) vagy előkezelésként (oxidációs kicsapítás, íz- és szaganyagok eltávolítása) jöhet számításba.

2.6.3. UV-sugárzás

Az ultraibolya (UV) sugárzás megfelelő hullámhossztartományban és megfelelő előtisztítás után alkalmazva hatékony, káros melléktermékképződés-mentes utófertőtlenítő eljárásnak tekinthető a víztisztításban. A fertőtlenítés hatékonysága nem függ a kezelésre kerülő víz kémhatásától, az ammónium vagy egyéb ionok jelenlététől, viszont a szervesanyag-tartalom, a zavarosság és a színyanyagok jelentősen befolyásolják (ezért szükséges a megfelelő előtisztítás).

Az ultraibolya sugárzás csak néhány centiméteres vízrétegben és a sugárzás időtartama alatt tudja fertőtlenítő hatását a kívánt mértékben kifejteni, a hálózati mikroorganizmus-elszaporodást nem tudja megakadályozni. Így a vízellátásban az ozonhoz és a klóraminhoz hasonlóan fertőtlenítőszerként csak más anyagokkal együtt, kombinálva alkalmazható.

Az UV-fertőtlenítés nem kémiai, hanem fizikai úton hatástalanítja a mikroorganizmusokat. Az UV-fényt a sejtek DNS-e nyeli el, miáltal a DNS-ben egyes bázispárok közötti kötések módosulnak, ezáltal a sejtosztódás megáll.

A különböző mikroorganizmusok inaktiválásához eltérő mennyiségű UV-energia szükséges. Amennyiben nagyobb mennyiségű energiát alkalmaznak, akkor nem kívánt fotokémiai reakciók lépnek fel, és káros melléktermékek keletkezhetnek (különösen, ha szerves szennyezőanyagok vannak jelen a vízben). Az UV-sugárzás nagy energiájú fotonjai (hv) a víz bomlását (fotolízis) indítják meg, ami a (48) egyenlet szerint játszódik le.

A szerves anyagok oxidációs lebontásakor (a már az ózonozásnál is megismert) energiában gazdag hidroxilgyökök (OH•) játssza a fő szerepet, a vízben lévő szerves anyagokkal gyorsan reakcióba lépve a szintén igen reaktív hidrogén-peroxil- (HO₂•) és alkil-peroxil-gyökök (RO₂•) képződését eredményezi. Ezért a megfelelő sugárzásdózis megválasztására és az előtisztításra nagy gondot kell fordítani az ivóvíz UV-fertőtlenítése esetén.



Fejezetzáró kérdések

1. Milyen jellegzetes szennyező anyagokkal kell számolni a különböző típusú vízbázisok esetén?
2. Mi jellemzi az ivóvízminőséggel szemben támasztott követelményeket?
3. Milyen típusú vízminőségi jellemzők mérésével szabályozzák az ivóvíz minőségét?
4. Hogyan csoportosíthatók a víztisztítás során alkalmazható eljárások?
5. Milyen módszerrel lehet a víztisztítás során a metánt és a kénhidrogén eltávolítani?
6. Mi jellemzi a mész-szénsav egyensúlyt és a szerves szénformák pH-függését?
7. Mit nevezünk agresszív szén-dioxidnak, és milyen módszerekkel lehet a szén-dioxid-tartalmat csökkenteni a víztisztítás során?
8. Milyen szilárd-folyadék fázisválasztási technológiákat alkalmaznak a víztisztításban?

9. Mi a derítés alkalmazásának oka? Milyen folyamatok játszódnak le a derítés során?
10. Milyen eljárásokat alkalmaznak a vas- és mangántalanítás során?
11. Milyen arzénformák fordulnak elő a hazai rétegvizekben, mi jellemzi ezek pH- és redoxi-függését?
12. Milyen eljárásokat alkalmaznak az ivóvíz arzénmentesítésére?
13. Milyen alkalmazási formái vannak az aktív szénnek a víztisztításban?
14. Milyen membrántechnológiai megoldások vannak, mi ezek előnye?
15. Milyen módszereket alkalmaznak a vizek lágyítására?
16. Mi a meszes vízlágyítás lényege, milyen alkalmazási lehetőségei és korlátai vannak?
17. Mi a mész-szódás vízlágyítás lényege, milyen alkalmazási lehetőségei és korlátai vannak?
18. Mi a trisós vízlágyítás lényege, milyen alkalmazási lehetőségei és korlátai vannak?
19. Mi jellemző az ioncserélők működésére?
20. Mi a fertőtlenítés célja, milyen fertőtlenítési eljárásokat alkalmaznak a víztisztításban?
21. Mi jellemzi a szabad aktív klórformák pH-függését?
22. Mi jellemző a kötött aktív klórformák képződésére, annak körülményeire, illetve milyen tulajdonságokkal rendelkeznek az egyes vegyületek?
23. Mi jellemzi a klórozási jelleggörbét?
24. Milyen víztisztítási eljárások alkalmazása vezethet THM-képződéshez?
25. Milyen előnyei és hátrányai vannak a klór-dioxid víztisztításban való alkalmazásának?
26. Mi jellemzi az ózon és az UV víztisztításban való alkalmazását?

Felhasznált irodalom

1. Sárváry A. Környezetegészségtan. [Internet]. Debrecen: Debreceni Egyetem; 2011. Elérhető: www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0019_1A_Kornyezetegeszsegtan/adatok.html
2. World Health Organization Guidelines for drinking-water quality. Geneva. 1996. Elérhető: www.who.int/publications/i/item/9241544805 [letöltve 2021. 02. 12.]
3. 98/83/EK (XI. 03) az Európai Unió Tanácsának Irányelve az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről. [letöltve 2020. 06. 12.] Elérhető: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1998L0083:20031120:HU:PDF>
4. MSZ 450-1: 1989. Magyar Szabvány. Ivóvízminősítés fizikai és kémiai vizsgálat alapján
5. 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről
6. Öllös G. Vízellátás. Budapest: Aqua Kiadó; 1987.
7. BME VKKT. Víztisztítás. [Internet]. Budapest: s. n.; 2007. [letöltve 2020. 06. 12.] Elérhető: http://ttmk.nyme.hu/fldi/Documents/Korponai%20J%C3%A1nos/viztisztitas_jegyzet.pdf
8. Panagiotaras D, Panagopoulos G, Papoulis D, Avramidis P. Arsenic Geochemistry in Groundwater System. In: Panagiotaras D editor. Geochemistry – Earth's System Processes. s. 1.: s. n.; 2012.
9. Török S. Vízellátás és szennyvízkezelés. Elérhető: https://regi.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2010-0019_Vizellatas_es_szennyvizkezes/index.html
10. Öllös G. Víztisztítás-üzemeltetés. Eger: Egri Nyomda Kft.; 1998.

Ajánlott irodalom

- Ábrahám F, Kökény I, Salamon E, Mátrai I: Az arzéneltávolítás laboratóriumi és félüzemi kísérleteinek eredményei. In: Melicz, Z, Tóth, S. A. szerkesztők. Arzén és ammónium eltávolítás az ivóvízellátásban. Baja: Eötvös József Főiskolai Kiadó; 2015. p. 159–186.
- Barkács Katalin. Felszíni vizek lebegőanyag-tartalmának eltávolítása koagulálással és flokkulálással. [Internet]. Budapest: ELTE Szerves Kémiai Tanszék; s. d. [letöltve 2020. 06. 12.] Elérhető: www.muszeroldal.hu/measurenotes/Lebegoanyag.pdf
- Benedek P, Litheráthy P. Vízminőség szabályozás a környezetvédelemben. Budapest: Műszaki Könyvkiadó; 1979.
- G. A hatékony arzénmentesítés módszerei. A MHT XXII. Országos Vándorgyűlés. Keszthely. Július 7–8. [Internet]. 2004. [letöltve 2020. 06. 12.] Elérhető: www.aquadocinter.hu/themes/Vandorgyules/pages/4szekcio/dombay.htm
- For Aqua. [Internet]. s. l.: For Aqua Kft.; 2016. Ivóvízszabványok. [letöltve 2020. 06. 12.] Elérhető: [www.foraqua.hu/a-viz/ivoviz-szabvany](http://foraqua.hu/a-viz/ivoviz-szabvany)
- Ivoviz.hu. [Internet]. s. l.: s.n.; 2020. Kémiai paraméterek és ivóvíz határértékek. [letöltve 2020. 06. 12.] Elérhető: www.ivoviz.hu/files/hataretek_who_eu_hu.pdf
- Kovács Zs, Kárpáti Á. Ivóvíztisztítás és víztisztaságvédelem. Veszprém: Pannon Egyetem; 2013.
- Licskó I, Laký D. Arzén és ammónium az ivóvizekben. In: Melicz Z. szerkesztő. Arzén és ammónium eltávolítás az ivóvízellátásban. Baja: Eötvös József Főiskolai Kiadó; 2013.
- Mackenzie LD. Water and wastewater engineering. New York: McGraw-Hill Company; 2002.
- Mark JH Sr, Mark JH Jr. Water and wastewater technology. s. l.: Ashford Colour Press Ltd.; 2014.
- MSZ 450-2: Magyar Szabvány. Ivóvízminősítés mikroszkópos biológiai vizsgálat alapján
- MSZ 450-3: Magyar Szabvány. Ivóvízminősítés mikrobiológiai vizsgálat alapján
- Petyus I. Vízfóráss 2013. Közegészségügyi-járványügyi, munka- és sugárzáségszségügyi, vízhiéi és továbbképzés. [Internet]. [letöltve 2020. 06. 12.] Elérhető: www.honvedkorhaz.hu/container/files/attachments/713/vizforras_2013.pdf
- Pregun Cs, Juhász Cs. Vízminőségvédelem. Elérhető: www.agr.unideb.hu/ebook/vizminoseg
- Rác I-né: Vízkémia II. [Internet]. Gödöllő: Szent István Egyetem; 2011. www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2010-0019_Vizkemia_II/index.html
- Salma I, szerkesztő. Környezetkémia. Budapest: ELTE-TYPOTEX; 2012.
- Sárváry A. Környezetégszségtan. [Internet]. Debrecen: Debreceni Egyetem; 2011. www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0019_1A_Kornyezetegeszsegtan/adatok.html
- Simándi P. Szennyvíztisztítási technológiák. [Internet]. Gödöllő: Szent István Egyetem; 2011. www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2010-0019_Szennyviztisztitasi_tehnologiak_I/ch20.html
- Vincze L-né, Mátrai I, Kökény I. Az arzéneltávolítás fizikai-kémiai alapjai. In: Melicz, Z, Tóth, S. A. szerkesztők. Arzén és ammónium eltávolítás az ivóvízellátásban. Baja: Eötvös József Főiskolai Kiadó; 2015. p. 141–158.

[Vákát oldal]

3. Egyes komponensek eltávolítási mechanizmusai és technológiái

Ebben a fejezetben az ivóvíztisztítás szempontjából fontosabb alapelveket, összefüggéseket mutatjuk be. A leírás során a technológiai számításokra is mutatunk példákat, amelyek az évközi tervezési feladatok, tudományos diákköri munka és szakdolgozat készítése során is felhasználhatóak. A ➔ jellel ellátott önálló feladatok különösen alkalmasak további kutatásokhoz.

3.1. A technológiai tervezésnél mértékadó és az üzemeltetés során vizsgált komponensek

3.1.1. Jogszabályi háttér

Az ivóvíz minőségére hazánkban a 201/2001 (X. 25.) kormányrendelet előírásai mérvadóak. A jogszabály alapját képező európai uniós jogszabály „A Tanács 98/83/EK irányelve (1998. november 3.) az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről”. A jogszabályokban foglalt határértékeket és előírásokat a WHO ajánlásai alapján határozták meg.

A számszerű határértékek és a jogszabályban felsorolt anyagok mellett fontos a jogszabály következő kitétele is: „(2) A víz akkor felel meg az ivóvíz minőségnek, ha a) nem tartalmaz olyan mennyiségben vagy koncentrációban mikroorganizmust, parazitát, kémiai vagy fizikai anyagot, amely az emberi egészségre veszélyt jelenthet”. Tehát a tervezés és üzemeltetés során tekintettel kell lenni olyan anyagokra is, amelyeket a jogszabály nem említ, de a fogyasztásnál problémát okozhatnak. A tisztítási technológia szempontjából legfontosabb komponensek az alábbiak:

- alumínium;
- arzén (összes);
- kloridion;
- klorit;
- kötött aktív klór;
- összes trihalometán;
- kémiai oxigénigény;
- ammóniumion;
- nitrácion;
- nitrition;
- összes szerves szén;
- mangán (összes oldott);
- vas (összes oldott).

➔ **Önálló kutatási feladat:** Vesse össze a felsorolást a jogszabályokban és a WHO ajánlásaiban megjelent komponensekről készített listával! Minden egyes komponens egészségre, vízminőségre gyakorolt és egyéb hatásának nézzon utána! Nézzon utána, minden egyes komponensnél, hogy milyen forrásból származhat, a forrásokat próbálja nagyságuk szerint sorrendbe állítani! Sorolja fel, hogy az adott komponens milyen formákban, frakciókban fordulhat elő a vízben!

Adjon áttekintést az egyes komponensek terjedési, átalakulási folyamatairól! Minden egyes komponenshez és különböző formáihoz sorolja fel a méréséhez alkalmas analitikai módszereket, berendezéseket, ezek méréshatárait és pontosságát!

A különböző, egyértelműen definiált kémiai komponenseken felül fontos az egyéb jellemzők figyelembevétele is. A fizikai tulajdonságok közül a szín, átlátszóság, zavarosság és a lebegőanyag- vagy partikulált (szemcsés) szilárdanyag-tartalmat kell a fogyasztó számára elfogadható szinten biztosítani. Átmenet a fizikai-kémia és kémiai kategória között a kolloid-részecskék mennyisége, amely elsősorban a zavarosságot befolyásolja. A biológiai jellemzők, elsősorban a patogén mikroorganizmusok (vírusok, baktériumok) vagy a magasabb rendű szervezetek (protozók, laposférgek stb.) esetében nemcsak a hagyományos értelemben vett eltávolításról beszélhetünk, hanem fertőtlenítéssel történő inaktíválásról is. Esetükben nem az eltávolított mennyiségen van a hangsúly, hanem elfogadható kockázatot eredményező inaktíválásukon, amit különböző indikátorvizsgálatokkal ellenőrzünk. Ezen vizsgálatok többnyire az adott szervezet jelenlétét, vagy jelen nem létét mutatják ki, ezen túl az eredmények elég nagy szórást mutatnak.

Amikor a következő, az egyes víztisztítási technológiai lépésekkel foglalkozó fejezeteket olvassuk, ne felejtsük el, hogy a technológiai lépések egymástól nem függetlenek. Ugyanazon komponens eltávolítására vagy koncentrációjának csökkentésére többféle eljárás is alkalmas lehet, egy eljárás pedig több komponenst is el tud távolítani. Ennek a jegyzetnek az egyes technológiai lépések összekapcsolása és a teljes technológiai tervezés bemutatása nem célja, csak az egyes műveletek leírása. Az egyes lépések összeillesztéséről és a technológiai tervezésről szóló ismeretek a vízszerezés-víztisztítás tervezése tárgy évközi tervezési feladatánál találhatók meg.

3.2. Gáztalanítás és gázbevitel



3.1. ábra: Nyitott levegőztető kaszkád és szellőző a Csepeli Vízműben (a szerző felvétele)

Gáztalanítás alatt a vízben oldott gázok eltávolítását értjük. A két leggyakrabban eltávolított oldott gáz a metán és az agresszív szén-dioxid. A metán eltávolítását a robbanásveszély, a fulladásveszély indokolja. A metánból a fertőtlenítés (főként klórral) és erős oxidáció (például ózonnal) során nem kívánatos melléktermékek (főként trihalometánok) képződhetnek. Az agresszív szén-dioxidot a korrózióvédelem és az egyéb komponensek eltávolítására gyakorolt kedvezőtlen hatása miatt kell eltávolítani.

Ritkábban előforduló gázok közül elsősorban a kén-hidrogént (H_2S), szén-monoxidot (CO) kell kiemelni. Előfordulhatnak még egyéb illékony szerves vegyületek, illatanyagok is. Ezek eltávolításával részletesen nem foglalkozunk, a magyarországi vízkészletekben ritkán fordulnak elő. A metán és a szén-dioxid kapcsán bemutatott eltávolítási technológiák és összefüggések alkalmazhatóak rájuk is. Amennyiben a vízben a kén-hidrogén- és a szén-monoxid-tartalom jelentős, akkor a nyitott levegőztetés során az épületek zárt tereinek szellőztetését különös gondossággal kell kialakítani a robbanás- és a fulladásveszély ellen. A 3.1. ábrán a Csepeli Vízmű levegőztető kaszkádjai és a föléjük nyúló elszívó-szellőztető cső látható.

3.2.1. Metán eltávolítása

➔ Önálló kutatási feladat: A szakirodalom és gépészeti katalógusok alapján gyűjtsön össze metán eltávolításra alkalmas berendezéseket, ismertesse különböző működési elveiket, mutassa be őket ábrákkal, műszaki rajzokkal! Milyen következményekkel jár a technológiai sor egészére az, ha nyitott vagy zárt gázmentesítőt alkalmazunk?

A metán jellemzően redukáló, oxigéntől elzárt, nyomás alatt levő felszín alatti vizekben fordul elő. Felszíni vizekben csak szélsőséges esetben, anaerob és anoxikus körülmények között, magas szervesanyag-tartalom mellett lehet jelen (fenékiszap, mocsárgáz stb.). A felszín alatti víz kitermelése után a víz alacsonyabb légköri nyomású levegővel érintkezik. A légkör metántartalma csak 1,5–2 ppm (0,00015–0,0002 térfogat%), ezért az oldott metán gáz formában kiválik, a légtérbe kerül.

Az egyéb paraméterektől eltérően a metántartalom nem a fogyasztási ponton lesz kritikus, hanem már a vízkitermeléskor, a kútvízben vizsgálni kell, hiszen a metán kiválásnak veszélye a kezelés és a tárolás során áll fenn fokozottan, a fogyasztóig ritkán jut el normál üzemben.

➔ Önálló kutatási feladat: Nézzen utána a 12/1997. (VIII. 29.) KHVM rendeletben a metánra vonatkozó határértékeknek (NL/m^3)! Gyűjtse össze és írja le a metán mérésére alkalmas laboratóriumi eljárásokat, szabványokat! Gyűjtse ki a metán fizikai tulajdonságait, a szükséges biztonsági intézkedéseket! Katalógusból gyűjtsön ki robbanásbiztos vízgépészeti berendezéseket, írja le, milyen műszaki megoldások biztosítják a robbanásbiztosságot!

A gázok vízben való oldódását a Henry-törvény írja le, ennek egyszerűbb alakja: $c = K_H \cdot p_i$, ahol c a vízben oldott gáz koncentrációja ($\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}$), p_i az i . gázkomponens, jelen esetben a metán parciális nyomása a folyadékkal érintkező gázban, K_H a Henry-állandó, mértékegysége $\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{Pa}^{-1}$. Henry törvényét és a Henry-állandót nagyon sokféle alakban közli a szakirodalom, ezért az adatok felhasználásakor különös gondot kell fordítani arra, hogy melyik összefüggésre vonatkozik az adat, és hogy az állandó milyen egységekben adott. Az állandó értéke függ a hőmérséklettől is.

Számítási feladat:

Egy kút vizében a metántartalomra $10,75 \text{ NL/m}^3$ értéket mértek.

- Mekkora lesz gáztalanítás után a metántartalom, ha a gáztalanítást $0,4 \text{ bar}$ vákuum alatt végzik, és a vízzel érintkező levegőben a metántartalom $0,8 \text{ ppm}$, feltételezve, hogy a gáztalanítás ideje alatt beáll az egyensúly, és a víz 30°C -ra melegszik?
- Mekkora lesz a gáztalanítót elhagyó metán tömeg- és térfogatárama normál állapotban, ha a víztermelés 270 L/s ?
- Mekkora lehetett a metán parciális nyomása a vízadó rétegben, ha a kútvíz hőmérséklete 9°C ?

A Henry-állandó értéke Standard állapotra $H^\ominus = 1,4 \cdot 10^{-5} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{Pa}}$.

A Henry-állandó hőmérsékletfüggése: $H^T = H^\ominus \cdot e^{B\left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T^\ominus}\right)}$, ahol $B = 1900 \text{ K}$ és $T^\ominus = 298,15 \text{ K}$.

Megoldás: Az egyensúlyi metántartalom a nyersvízben:

$$c_1 = \frac{10,75 \frac{\text{NL}}{\text{m}^3}}{22,41 \frac{\text{NL}}{\text{mol}}} = 0,4797 \frac{\text{mol}}{\text{m}^3}$$

Egyensúlyi gáztartalom számítása a gáztalanítás végén:

$$p = 10^5 \text{ Pa} - 0,4 \text{ bar} = 60000 \text{ Pa}$$

$$p_{\text{CH}_4} = 0,8 \cdot 10^{-6} \cdot 101325 \text{ Pa} = 0,08106 \text{ Pa}$$

$$T = 30^\circ\text{C} = 303,15 \text{ K}$$

$$H^{303,15 \text{ K}} = H^\ominus \cdot e^{1900 \cdot \left(\frac{1}{303,15} - \frac{1}{298,15}\right)} = 1,2603 \cdot 10^{-5} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{Pa}}$$

$$c_2 = H^{303,15} \cdot p_{\text{CH}_4} = 1,2603 \cdot 10^{-5} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{Pa}} \cdot 0,08106 \text{ Pa} = 1,0216 \cdot 10^{-6} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3}$$

azaz a metántartalom gyakorlatilag nullára csökken.

A 270 l/s gáztalanítón áthaladó vízhozamból kiváló metán mennyisége:

$$q_{\text{CH}_4} = Q(c_1 - c_2)c_2 = 270 \frac{\text{L}}{\text{s}} \cdot \left(0,4797 \frac{\text{mol}}{\text{m}^3} - 1,0216 \cdot 10^{-6} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3}\right) = 466,27 \frac{\text{mol}}{\text{h}}$$

$$q_{\text{CH}_4} = 466,27 \frac{\text{mol}}{\text{h}} \cdot 22,41 \frac{\text{L}}{\text{mol}} = 10,45 \frac{\text{Nm}^3}{\text{h}}$$

$$\dot{m}_{\text{CH}_4} = 466,27 \frac{\text{mol}}{\text{h}} \cdot 16 \frac{\text{g}}{\text{mol}} = 7,46 \frac{\text{kg}}{\text{h}}$$

A 9 °C-hez tartozó Henry-állandó:

$$H^{282,15\text{ K}} = H^{\ominus} \cdot e^{1900 \cdot \left(\frac{1}{282,15} - \frac{1}{298,15} \right)} = 1,4003 \cdot 10^{-5} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{Pa}}$$

Ebből a koncentráció alapján a metán parciális nyomása a nyersvízzel érintkező gázban:

$$p_{\text{CH}_4} = \frac{c_1}{H^{282,15}} = \frac{0,4797 \frac{\text{mol}}{\text{m}^3}}{1,4003 \cdot 10^{-5} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{Pa}}} = 34257,77 \text{ Pa}$$

A feladat megoldható a Chemeql-programmal is. Ebben az esetben az egyensúlyi egyenletet úgy célszerű felírni, hogy a $\text{CH}_4(\text{g})$ gázt független komponensként, a nyomását pedig az egyensúlyi állandóban szereplő (állandó, fix) egyensúlyi koncentrációként adjuk meg. A reakcióegyenlet, valamint a tömegmérleg és az egyensúlyi állandókat megadó mátrix:

$$\begin{aligned} \text{CH}_4(\text{g}) &\longleftrightarrow \text{CH}_4(\text{aq}) \\ 0 &= p_{\text{CH}_4} H^T + [\text{CH}_4(\text{aq})] \\ K &= \frac{[\text{CH}_4(\text{aq})]}{p_{\text{CH}_4}} = H^T \end{aligned}$$

3.1. táblázat: Metán egyensúlyának számítása (a szerző szerkesztése)

	$\text{CH}_4(\text{g})$ mint p_i	{pK}		A	B	C	D
			1		$\text{CH}_4(\text{g})$	X	{logK}
$\text{CH}_4(\text{g})$ mint p_i	1	0	2		free	total	
			3	$\text{CH}_4(\text{aq})$	1	0	-4.8995
$\text{CH}_4(\text{aq})$	1	$pK = \lg H^T$	4		0.08616	0	

Az „X” jelű oszlop csak a program megfelelő működéséhez került be. A megoldást lefuttatva a kézi számítással jól egyező, $1,086 \cdot 10^{-6} \text{ mol/m}^3$ eredményt kapunk.

ChemEQL				
File Libraries Matrix Options Run About				
Data				
Species	Stoich. M...	Log K	Conc. [mol/l]	Log conc.
CH4(aq)	1 0	-4.9	1.086E-6	-6.0
Components		Mode	Initial Conc.	In or out of system
CH4(g)		free	8.616E-2	1.086E-6
X		total	0.0	----

3.2. ábra: A számítógépes megoldás eredménye (a szerző felvétele)

3.2.2. Szén-dioxid eltávolítása

➔ Önálló kutatási feladat: Nézzen utána a következő fogalmaknak: kötött szén-dioxid, szabad szén-dioxid, félig kötött szén-dioxid, járulékos szén-dioxid, tartozékos szén-dioxid, agresszív szén-dioxid, mészagresszív szén-dioxid, fémagresszív szén-dioxid!

A szén-dioxid a metánhoz hasonlóan a Henry-törvény szerint oldódik a vízben. A gyakorlat szempontjából azonban fontos, hogy a szén-dioxid térfogat%-a és parciális nyomása a légkörben jóval nagyobb, mint a metáné. A levegő szén-dioxid-tartalma jellemzően 250–400 ppm a kinti levegőben, zárt, jól szellőző építményekben 1000 ppm-et is elérhet. Ezért a levegő szén-dioxid-tartalma miatt a vele érintkező víz mindig fog az egyensúlynak megfelelő mennyiségű oldott szén-dioxidot tartalmazni. Az egyensúlynak megfelelő koncentráció alatti szén-dioxid-tartalom csak a víz desztillációjával, a szén-dioxid kémiai megkötésével, a víz levegőtől elzárt tárolásával érhető el.

A másik fontos különbség, hogy a szén-dioxid nemcsak oldott gázként van jelen a vízben, hanem reakcióba is lép vele (tehát abszorpció mellett kemiszorpcióról is beszélhetünk), és szénsav keletkezik belőle. Emiatt a levegő szén-dioxid-tartalma befolyásolja a kezelendő víz pH-értékét és oldott só tartalmát is.

➔ Önálló kutatási feladat: Mutassa be a mész-szénsav egyensúlyt, az egyensúlyban részt vevő anyagokat és halmazállapotukat! Mutasson be egy a szénsavat és Ca^{2+} és Mg^{2+} sóit tartalmazó pufferrendszert! Mit értünk pufferrendszer alatt? Mi a pufferkapacitás és hogyan függ a víz keménységétől? Milyen anyagok kicsapódását és feloldódását befolyásolja a szén-dioxid? Mutassa be és magyarázza meg a vízkeménység és a víz lúgossága/savassága közti összefüggéseket a mész-szénsav-egyensúlyon keresztül! Milyen szerepe van a folyamatban a karbonátok hidrolízisének?

Számítási feladat:

Egy 25 °C-os karsztvíz keménysége 280 mg CaO/L, csak Ca^{2+} ionokat tartalmaz, és csak karbonát keménység van jelen.

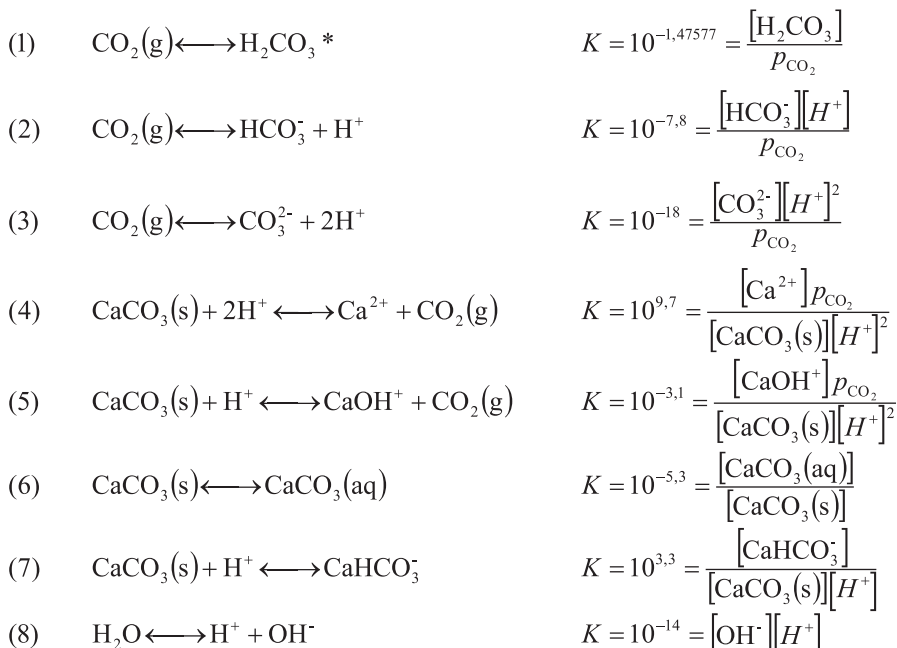
- Mi fog történni a karsztvízzel, ha hosszú időn át érintkezik a légköri levegővel, amelyben a CO_2 -tartalom 400 ppm? (a)
- Mekkora az egyensúlyi szénsavtartalom ebben a vízben a levegőztetés előtt? (b)
- Mi történik, ha levegőztetés nélkül ezt a karsztvizet 5:8 arányban keverjük 84 mg CaO/L keménységű vízzel? (c)

Megoldás (a): A légköri nyomás $101325 \text{ Pa} = 1 \text{ atm}$, a szén-dioxid parciális nyomása $400 \cdot 10^{-6} \cdot 1 = 4 \cdot 10^{-4} \text{ atm}$. A Henry-állandó értéke szén-dioxidra:

$$H^\ominus = 3,3 \cdot 10^{-4} \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{Pa}} = 33,43725 \frac{\text{mol}}{\text{m}^3 \cdot \text{atm}} = 0,03343725 \frac{\text{mol}}{\text{dm}^3 \cdot \text{atm}}$$
$$pK = -\lg H^\ominus = 1,47577$$

A végbemenő kémiai reakciókat az alábbi egyenletrendszerek írják le. A szén-dioxidra vonatkozó egyensúly esetében a parciális nyomást atmoszférában kell megadni. Mivel a szén-dioxid

a metánnal ellentétben szén-sav képződése közben reagál a vízzel, így a szén-dioxid gázfázisbeli parciális nyomása és a keletkezett szén-sav (H_2CO_3^*) közti összefüggés kerül megadásra.



Először vizsgáljuk meg, mekkora a levegő $4 \cdot 10^{-4}$ atm parciális nyomásával egyensúlyban levő vízben a telítési kalciumkoncentráció! Az ehhez szükséges mátrix a Chemeql-programban és a belőle kapott eredmény:

ChemeQL			ChemeQL		
File Libraries Matrix Options Run About			File Libraries Matrix Options Run About		
Matrix chemeq1_CO2.txt (D:\SE_Munka\EJF\Keverések\2016_11_22_			Data		
CaCO3 (Calcite)	CO2(g)	H+	Species	Stoich. Matrix	Log K
solidPhase	free	total			Conc. [mol/l]
1.0	4.000E-4	1.000E-7			Log conc.
1. H2CO3*	-1.5		H2CO3*	0 1 0	-1.5
2. HCO3-	-7.8		HCO3-	0 1 -1	-7.8
3. CO3--	-18.0		CO3--	0 1 -2	-18.0
4. Ca++	9.7		Ca++	1 -1 2	9.7
5. CaOH+	-3.1		CaOH+	1 -1 1	-3.1
6. CaCO3(aq)	-5.3		CaCO3(aq)	1 0 0	-5.3
7. CaHCO3+	3.3		CaHCO3+	1 0 1	3.3
8. OH-	-14.0		OH-	0 0 -1	-14.0
9. H+	0.0		H+	0 0 1	0.0
			Components	Mode	Initial Conc.
			CaCO3 (Calcite)	solidPhase	unlimited
			CO2(g)	free	4.000E-4
			H+	total	---
					In or out of system
					5.218E-4
					5.186E-4

3.3. ábra: Egyensúlyi CaCO_3 -tartalom számítása (a szerző felvétele)

Az eredmény szerint az egyensúlyig $5,218 \cdot 10^{-4}$ mol/L CaCO_3 oldódik fel a vízben, ami megfelel $5,218 \cdot 10^{-4} \cdot 56 = 29,22$ mg/L CaO-nak, tehát $280 - 29,22 = 250,78$ mg CaO = $447,82$ mg CaCO_3 csapódik ki egy liter vízből. A kicsapódott mennyiséget mol/L-ben megadva: $0,005 - 5,218 \cdot 10^{-4} = 4,4782 \cdot 10^{-3}$ mol/L.

A kicsapódott mennyiséget közvetlenül is kiszámíthatjuk a program segítségével:

ChemEQL Matrix

CaCO3 (Calcite)	CO2(g)	H+
check/precip	free	total
5.000E-3	4.000E-4	0.0
1. H2CO3*	-1.5	
2. HCO3-	-7.8	
3. CO3--	-18.0	
4. Ca++	9.7	
5. CaOH+	-3.1	
6. CaCO3(aq)	-5.3	
7. CaHCO3-	3.3	
8. OH-	-14.0	
9. H+	0.0	

ChemEQL Data

CaCO3 (Calcite) precipitation: 0.004478

Species	Stoich. Matrix	Log K	Conc. [mol/l]	Log conc.
H2CO3*	0 1 0	-1.5	1.337E-5	-4.9
HCO3-	0 1 -1	-7.8	9.995E-4	-3.0
CO3--	0 1 -2	-18.0	9.942E-6	-5.0
Ca++	1 -1 2	9.7	5.041E-4	-3.3
CaOH+	1 -1 1	-3.1	1.260E-8	-7.9
CaCO3(aq)	1 0 0	-5.3	5.012E-6	-5.3
CaHCO3-	1 0 1	3.3	1.266E-5	-4.9
OH-	0 0 -1	-14.0	1.577E-6	-5.8
H+	0 0 1	0.0	6.343E-9	-8.2

Components

Components	Mode	Initial Conc.	In or out of system
CaCO3 (Calcite)	check/precip	unlimited	-4.478E-3
CO2(g)	free	4.000E-4	5.189E-4
H+	total	--->	---

3.4. ábra: Kicsapódott CaCO_3 -mennyiség számítása (a szerző felvétele)

Megoldás: (b) A $280 \text{ mg CaO/L} = 0,005 \text{ mol/L}$ koncentrációhoz tartozó egyensúlyi szénsavtartalmat próbálgatással tudjuk meghatározni: a szén-dioxid parciális nyomását addig változtatjuk, amíg a beoldódó CaCO_3 mennyisége $0,005 \text{ mol/L}$ nem lesz. Ennek a számításnak az eredménye: $0,26545 \text{ atm}$ nyomás és $8,8759 \cdot 10^{-3} \text{ mol/L H}_2\text{CO}_3^*$.

Megoldás: c.) $84 \text{ mg CaO/L} = 0,0015$ -hez tartozó érték hasonlóan található meg: $0,0092 \text{ atm}$ és $3,0762 \cdot 10^{-4} \text{ mol/L H}_2\text{CO}_3^*$.

A keverés után a keménység:

$$\frac{5 \cdot 0,005 \frac{\text{mol}}{\text{L}} + 8 \cdot 0,0015 \frac{\text{mol}}{\text{L}}}{13} = 0,00285 \frac{\text{mol}}{\text{L}}$$

Az ehhez tartozó egyensúlyi nyomás és H_2CO_3^* -tartalom rendre $0,057 \text{ atm}$ és $1,9059 \cdot 10^{-3} \text{ mol/L}$. A kevert vízben előálló szénsavtartalom ezzel szemben:

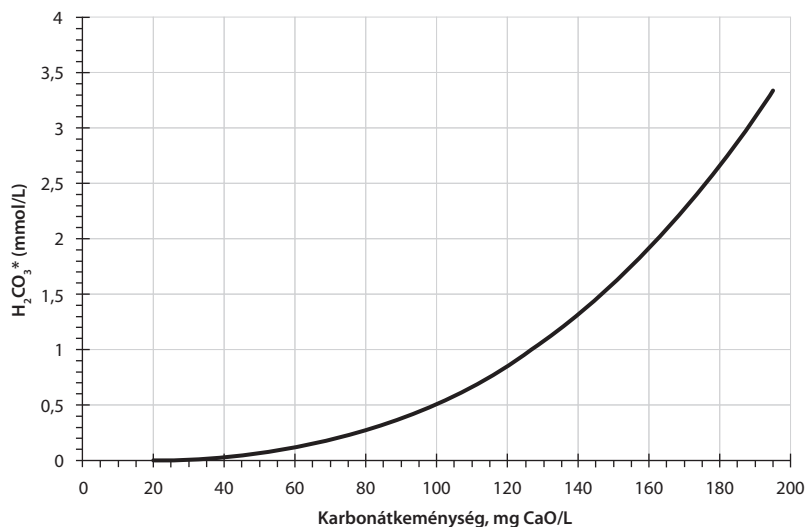
$$\frac{5 \cdot 8,8759 \cdot 10^{-3} \frac{\text{mol}}{\text{L}} + 8 \cdot 3,0762 \cdot 10^{-4} \frac{\text{mol}}{\text{L}}}{13} = 3,6029 \cdot 10^{-3} \frac{\text{mol}}{\text{L}}$$

Tehát

$$3,6029 \cdot 10^{-3} \frac{\text{mol}}{\text{L}} - 1,9059 \cdot 10^{-3} \frac{\text{mol}}{\text{L}} = 1,697 \frac{\text{mmol}}{\text{L}}$$

szabad (mésze agresszív) szénsav jelent meg. Természetesen ez a megoldás még mindig egyszerűsítőnek tekinthető, hiszen nem veszi figyelembe a magnéziumot, a kalcium és a magnézium karbonátjainak különböző kristályosodási formáit és azok eltérő oldhatóságát, sem a nem-karbonát-keménységet.

➔ Önálló kutatási feladat: A fenti számítást grafikusán is el lehet végezni, ha a ChemEQL-program segítségével ábrázoljuk a Tillmann-görbét. Ábrázolja a görbén a fenti feladatban szereplő keverést és a keverékvíz agresszivitását! Maga a görbe a feladat adataival a következőképpen néz ki:



3.5. ábra: Tillman-görbe a feladat adataiból (a szerző felvétele)

3.2.3. Oxigénbevétel – levegőztetés a víztisztításban

Az oxigén oldódása a már tárgyalt Henry- és Dalton-törvények segítségével leírható. Az oxigén a vízzel nem lép reakcióba, mint a szén-dioxid, azonban a víz sótartalma és főként a hőmérséklete az oxigén oldhatóságát erősen befolyásolja. A levegő oxigénjét az ivóvíztisztításban legtöbbször oxidálószerként használjuk fel, elsősorban a két vegyértékű vas rosszul oldódó három vegyértékűvé oxidálásához, valamint részben a Mn^{2+} ionok oxidálásához is, bár a mangán oxigénnel kevésbé hatékonyan oxidálható. Fontos szerepe jut még az oldott oxigénnek a biológiai ammónium eltávolításnál, ahol a baktériumok az ammónium nitráttá történő oxidációjához használják fel. A levegőztetés segítségével más, nem kívánatos, oxigénnél és nitrogénnél rosszabbul oldódó, vagy illékonyabb gázokat is ki lehet űzni a folyadékfázisból (például szaganyagok, szerves oldószerek stb.).

➔ **Önálló kutatási feladat:** Mutassa be a telített oldott oxigén koncentráció függését a hőmérséklettől és a sótartalomtól! Milyen képletek segítségével lehet kiszámítani az oxigén beoldódási sebességét? Mutasson be oxigénbevételre szolgáló gépészeti berendezéseket, elemezze hatékonyságukat az egységnyi tömegű beoldott oxigénre jutó energiafogyasztással! Milyen oxidálószerrek jöhetnek szóba a levegő oxigénje helyett? Milyen célokból alkalmazzák ezeket az ivóvíztisztításban?

3.2.4. Szén-dioxid-bevitel

A szén-dioxid bevitel az ivóvízkezelés során elsősorban akkor válhat szükségessé, ha a víz keménységét szeretnénk beállítani. Ennek leggyakoribb példája a fordított ozmózissal sótalanított víz visszasózása. A keménység növelését elsősorban a minimálisan, egészségügyi okból előírt 5 nk° elérése teszi szükségessé. A másik ok a korrózióvédelem, hiszen a karbonátokat nem

tartalmazó, pufferkapacitással nem rendelkező víz szabad szénsavat, agresszív szén-dioxidot tartalmaz. Az ipari vízkezelésben a meszes lágyítás után történhet szén-dioxid-bevitel, a feleslegben maradó mésztej kicsapásához (ez utóbbi eljárást nevezik rekarbonálásnak).

3.3. Vastalanítás

A vas eltávolításnak alapelvét, a fontosabb berendezéseket, eljárásokat és technológiai számításokat az ajánlott irodalom részletesen tárgyalja, röviden összefoglalva ezek a következők:

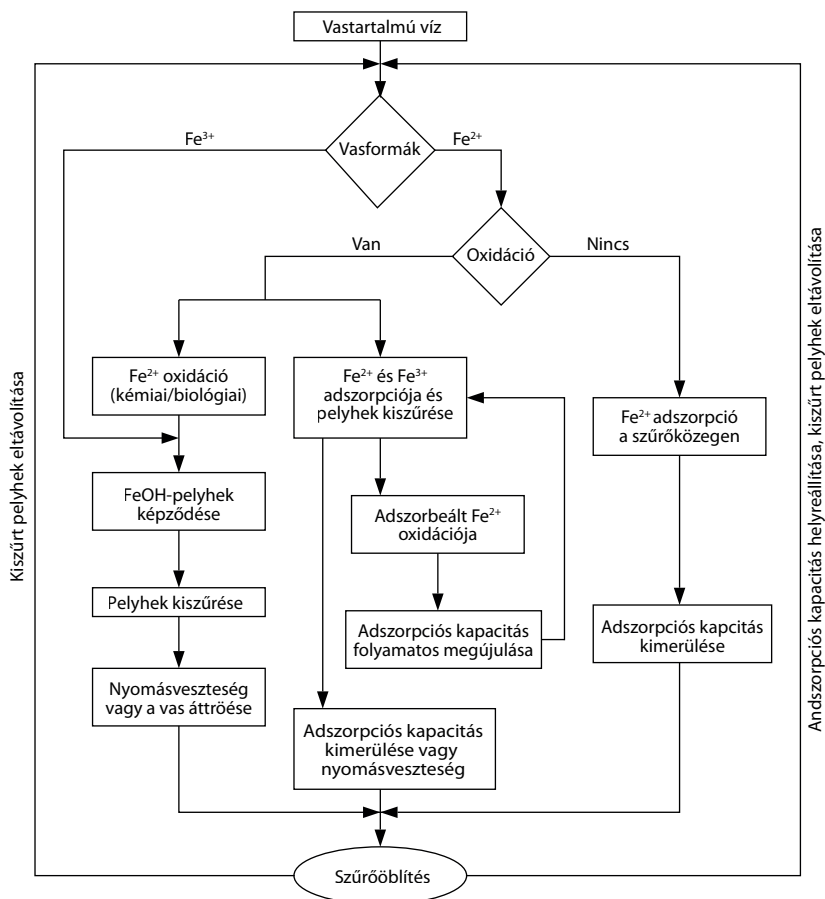
Az MSZ 135/4-73 6 mg Fe/dm³ felett derítést és üleptést javasol a szűrés előtt. Ennél kisebb vastartalomnál az oxidációt követően a vas gyorszűrővel eltávolítható, 2 mg/dm³ felett kétlépcsős (egy durvább és egy finomabb szemcséjű) szűrés javasolt. A szűrési sebesség jellemzően 5–10 m/h, a szemcsés szűrőközeg magassága 1–2 m. A karbonátos kötésben levő vas oxidáció-jakor felszabaduló szén-dioxid megkötésére a szűrőhomokba kalcium- és magnéziumtartalmú ásványokat kevernek. A homokszemcsék felületén kialakuló oxidált vas bevonat a két- és három vegyértékű vasat is adszorbeálja, az oxidációt gyorsítja (autokatalitikus hatás). Ennek következménye, hogy a már kiszűrt vasat tartalmazó szűrő hatékonyabban távolítja el a vasat, mint a tiszta homok. A szűrés során a szűrő úgymond „bedolgozódik”, ahogyan a homokszemcséken kialakul az oxidált vas bevonat. Emiatt öblítés után a hatásfok romolhat. A szűrők tervezésekor a vas és a mangán együttes viselkedésére is tekintettel kell lenni.

3.3.1. Oxidáció levegővel, vegyszerrel, koaguláció, adszorpció, szűrés

A 3.6. ábrán látható, hogy a vastalanítás során többféle folyamat is lejátszódik. A legegyszerűbb folyamat a pelyhek méretkülönbség alapján történő kiszűrése, amelyek a derítésnél megismert módon a fém- (jelen esetben vas-) hidroxidokból képződnek. Ilyen módon legfeljebb a vas oldhatóságnak mértékig lehet a vastartalmat lecsökkenteni. Azonban a mikroszkopikus pelyhek egy része átjuthat a szűrőn a rendelkezésre álló tartózkodási idő alatt, illetve nem feltétlenül épül be kiszűrhető méretű hidroxidpelyhekbe az összes vasion. Ezért az adszorpciónak és a diffúciónak is fontos szerepe van a folyamat során.

Az arzéneltávolítás kutatása során sok olyan, a vastalanítást befolyásoló folyamat és részlet az érdeklődés előterébe került, amellyel korábban a technológiai tervezés és az üzemeltetés nem foglalkozott. Így például tekintettel kell lenni arra, hogy a vasnak csak egy bizonyos hányada van jelen karbonátos kötésben. A fennmaradó vasformák szerves (elsősorban humin anyagok) és szervetlen (elsősorban szilikátok) vegyületekkel komplexeket képezhetnek, amelyek a levegő oxigénjével nem oxidálhatóak hatékonyan, illetve nehezebben szűrhetőek ki. A levegővel nehezen oxidálható vas hányada akár az összes vastartalom 50–75%-át is kiteheti egyes nyers vizekben. Jelenleg hiányzik a vasformák frakcionálásnak olyan módszertana, amely a technológiai tervezést elősegítené. A problémát általában erőteljes vegyszeres oxidációval (tiszta oxigén, klór, ózon, hidrogén-peroxid, KMnO₄) oldják meg, azonban ez a költségeket növeli.

➔ **Önálló kutatási feladat:** A szakirodalom alapján készítsen listát a nyersvizekben előforduló vasvegyületekről, -formákról! Tekintse át a vas mérésére szolgáló analitikai módszereket, dolgozzon ki javaslatot a különböző vasformák elkülönített mérési módszerére! Tekintse át a vastalanító szűrőben végbemenő folyamatokat, és vázolja fel egy vízminőséget leíró matematikai modellt (lásd az aktív szén adszorpciónál is)!



3.6. ábra: A vastalanító szűrőben végbemenő folyamatok (a szerző szerkesztése)

3.4. Mangántalanítás

A mangán eltávolítása gyorszúréssel hasonló a vas eltávolításhoz, annyi különbséggel, hogy a mangán a levegő oxigénjével már nem oxidálható kellő sebességgel, és nem képez olyan jól kiszűrhető pelyeket, mint a vas. Ezért a mangán eltávolításához szükséges a vasnál már megismert autokatalitikus hatás, amelyet szükség esetén még erőteljesebb vegyszerez oxidációval is kiegészítenek. A mangántalanítás leírása és a technológiai számítások az ajánlott irodalomban részletesen megtalálhatóak. A legfontosabb ismeretek az alábbiak.

A mangán egy részét a vastalanítás során kiszűrik, de ha a magántartalom magas, akkor vagy a levegő oxigénjénél erősebb oxidálószerrel kell használni, vagy külön mangántalanító szűrőt kell elhelyezni a vastalanítás után. A mangántalanító szűrő általában bedolgozott szűrő, azaz a szűrőhomokon mesterségesen MnO_2 barnakő bevonatot hoznak létre. A mangántalanítás a vastalanítás után kell hogy következzen, mert a kiváló vas befedné a mangán megkötését szolgáló autokatalitikus barnakő réteget.

Mind a vas, mind a mangán eltávolítására léteznek speciális szűrőanyagok. Ilyenek például a BIRM-homok, MTM, zöldhomok stb. Ezek közös jellemzője, hogy a nyersvíz minőségére érzékenyebbek és költségesebbek, mint a közönséges homokszűrők. A meghatározott pH, hőmérséklet, vastartalom túllépése az aktivált töltetek károsodást okozhatja.

➔ **Önálló kutatási feladat:** Katalógusokból és az elérhető szakirodalomból keressen speciális szűrőtölteteket, amelyek alkalmasak a vas és mangán eltávolítására! Hasonlítsa őket össze össze-tétel, a megkövetelt nyersvíz minősége, a szűrési sebesség, költségek és egyéb jellemzők alapján!

A vastalanító szűrő öblítési gyakoriságának és a keletkező vasiszap mennyiségének számítását nagy vonalakban az alábbi példa mutatja be. A vas- és mangántalanító szűrőt vissza kell mosatni, ha a töltet vas-hidroxid terhelése eléri 0,75 kg Fe(OH)₃ csapadék tömeget egy m² felületre vetítve.

Az összes szűrőfelület 2500 mm-es átmérőjű szűrőnél: $A = 4,909 \text{ m}^2$, ezen a szűrőfelületen $4,909 \cdot 0,75 = 3,682 \text{ kg}$ csapadékkiválást engedünk meg. A nyersvíz összes vastartalma: $0,91 \text{ g/m}^3$. Ebből keletkezik:

$$0,91 \frac{\text{g Fe}}{\text{m}^3} \cdot \frac{125}{56} \frac{\text{g Fe(OH)}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}}{\text{g Fe}} = 2,03 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}$$

A szűrési terhelése $35 \text{ m}^3/\text{h}$, ami a fenti szűrőfelületen megfelel $35/4,909 = 7,13 \text{ m/h}$ szűrési sebességnek. Ebből az egy óra alatt kiváló csapadék mennyisége: $2,03 \cdot 35 = 70 \text{ g/h}$.

Az előbb kiszámított megengedett mennyiséget így $3,82/0,07 = 52,6 \text{ h}$ alatt éri el a rendszer. Ha a szűrő naponta csak 16 órát üzemel, akkor nagyjából $52,6/16 = 3$ naponta lesz szükséges a szűrőt öblíteni.

Az éves átszűrt víz mennyiségét és vastartalmát alapul véve kiszámítható a keletkező sziszap és vasiszap mennyisége. Az éves víztermelés $100\,000 \text{ m}^3$, becslésként feltehető, hogy 1 kg kiszűrt vasból üleptetés után 18,5 L 90%-os víztartalmú vasiszap keletkezik. Az egy évben kiszűrt vas tömege: $100\,000 \cdot 0,91 = 91 \text{ kg/év}$, ami megfelel $91 \cdot 18,5 = 1683,5 \text{ L}$ 90%-os víztartalmú vasiszapnak.

➔ **Önálló kutatási feladat:** Végezzen összehasonlító szakirodalmi feltárást, laboratóriumi méréseket, és vegye kritika alá a fenti számításban megadott alap adatokat (öblítésig kiszűrt vas mennyisége egységnyi szűrőfelületen, keletkező csapadék mennyisége, vasiszap szárazanyagtartalma)! Végezze el ugyanezeket a feladatokat mangán és inert szilárd anyagok (például bentonit) szűrésével!

3.5. Ammóniumeltávolítás

3.5.1. Biológiai ammóniummentesítés

Az ammónium nitrifikációval történő csökkentése régóta ismert és jelenlevő folyamat, azonban célzott felhasználása az ivóvízkezelés során idehaza kevésbé terjedt el. Normál üzemben a vastalanító és mangántalanító szűrők töltetén mindig kialakul valamennyi biofilm. Amennyiben a szűrővízben van elegendő oldott oxigén, a víz rendelkezik elegendő lúgossággal, úgy az ammónium biológiai oxidációja végbemegy, eredményeként nitrát keletkezik. A nitrátra a határérték 50 mg/dm^3 , így rendszerint a nyersvízben jellemző $1\text{--}5 \text{ mg/dm}^3$ ammóniumból nem keletkezik annyi nitrát, ami problémát okozhatna. Vegyszeres oxidáció vagy nagy szűrési sebesség esetén ez a spontán biológiai ammóniumeltávolítás nem képes lejátszódni a vastalanító szűrőkben. Ilyenkor az ammónium eltávolítása külön szűrőkben is megvalósítható.

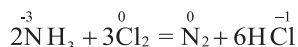
Az ilyen „bioszűrők” töltetként felhasználható közönséges kavics vagy homok, de kiváló eredményt lehet elérni zeolitokkal vagy aktív szénnel is, amelyek pórusaiban jól meg tud telepedni a biofilm, így öblítés után sem csökken számottevően a hatásfok.

A nitrifikációt megvalósító gyorszűrő akár 7,5–15 m/h szűrési sebességgel is üzemeltethető, 24–48 óránkénti öblítések mellett. Az öblítést célszerű gyakran, de rövid, intenzív visszamosásokkal végezni, mert ilyen módon megakadályozható a biofilmet fogyasztó szervezetek (például nematodák) elszaporodása. Ugyanezért az öblítővizet nem szabad visszavezetni a szűrőre. A működő biofilm 20–50 nap alatt alakul ki a szűrőn. Kezdetben, amíg a biomassa szaporodik, a nitrogénakkumuláció (deficit) nagyobb, mintegy 30%, később 10% körüli.

A biológiai ammóniumeltávolítás legfőbb hátránya a biológiai folyamatok nehezebben kiszámítható volta, a fertőzés magasabb kockázata, valamint az, hogy a folyamat megrekedhet a nitritnél. A nitrit esetében pedig igen szigorú 0,5 mg/dm³ a határérték.

3.5.2. Törésponti klórozás

A törésponti klórozás során az ammónium-nitrogént a klór segítségével elemi nitrogénné oxidáljuk. A biológiai ammóniumeltávolítással szemben így nitrát helyett inert gáz lesz a végtermék. Az alábbi bruttó egyenlet szerint a nitrogén oxidációs szám változása +3, a klóré -1. Az ammónium és a szabad klórformák reakciói ennél bonyolultabbak, és máig kutatások tárgyát képezik.



➔ **Önálló kutatási feladat:** A szakirodalom alapján tekintse át és készítsen listát az ammónium és az aktív klórformák reakcióiról, a törésponti klórozás folyamatairól! Gyűjtse össze a reakciókhoz tartozó egyensúlyi és sebességi állandókat! Modellezze a kémiai egyensúlyt, majd fejlessze tovább a modellt az egyes komponensek időbeli átalakulásnak leírására!

Számítási feladat:

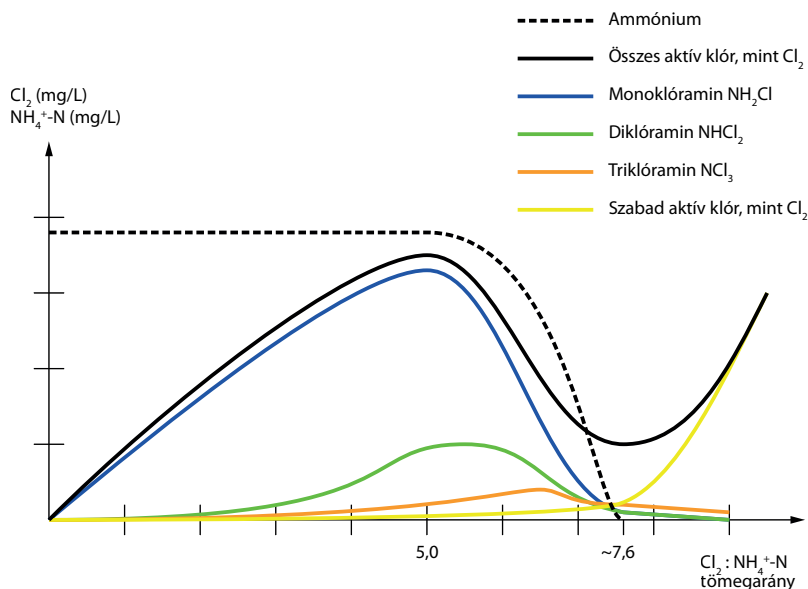
Mekkora az ammónium-nitrogén és a klór (Cl₂:NH₄⁺-N) tömegarány, ha a fenti reakcióban sztöchiometriailag egyenértékű mennyiségben van jelen a két vegyület?

Megoldás:

$$\begin{array}{ccccccc} \overset{-3}{2\text{N}}\text{H}_3 & + & \overset{0}{3\text{Cl}}_2 & = & \overset{0}{\text{N}}_2 & + 6 & \overset{-1}{\text{H}}\text{Cl} \\ 2 \cdot 14 \frac{\text{g}}{\text{mol}} & \Leftrightarrow & 3 \cdot 71 \frac{\text{g}}{\text{mol}} & & & & \\ \hline \frac{m_{\text{Cl}_2}}{m_{\text{NH}_3-\text{N}}} = \frac{3 \cdot 71}{2 \cdot 14} = 7,607 \text{ w / w} \end{array}$$

A valóságban a töréspont helyzete az egyéb redukáló anyagok jelentésétől és a többlépcsős folyamat egyensúlyi viszonyaitól is erősen függ. A törésponti klórozás során keletkező legfontosabb

vegyületek a kötött aktív klórformák, ezekről a kémiai alapfolyamatokról a korábbi vízkémia fejezetben már volt szó. Emlékeztetésül a törésponti görbe:



3.7. ábra: Törésponti görbe (a szerző szerkesztése)

A fontosabb tudnivalók: a töréspont előtt a kötött aktív klór formái vannak jelen, a töréspont után, amikor az ammónium már elfogyott, jelenik meg csak a szabad aktív klór. Az ammónium eltávolításához tehát legalább a törésponti klóradagnak megfelelő mennyiségű klórt kell adagolni.

A törésponti klórozást megvalósító technológia fő elemei a klóradagolás (klórgáz vagy hipokloritoldat), ezt követi a megfelelő kontaktidő biztosítása, végül az aktívszén-szűrés. A kontaktidő biztosítása történhet külön tartályban, magában az aktívszén-szűrőben, a töltet feletti térben. Ha klóradagolás egyúttal a vas, mangán vagy arzén oxidációjával történik, akkor a homokszűrőkben való tartózkodási idő is hozzájárul a reakciók végbemeneteléhez. Tehát a klóradagolás több ponton is történhet a technológiában. Az adagolási pont, vagy pontok, kiválasztását mindig az egyedi nyersvízminőséghez és -technológiához kell megválasztani, lehetőleg úgy, hogy minimális klórigény és minimális melléktermék képződési kockázat álljon fenn. A reakcióidő kritikus paraméter, amelynek betartására oda kell figyelni, hibás tervezése több olyan esetben is gondot okozott, amikor az aktívszén-szűrőben a töltet feletti térfogat nem biztosított elegendő időt, külön kontakt tartály pedig nem került betervezésre.

Az aktívszén-szűrő szerepe a törésponti klórozásos technológiában egyrészt a triklóramin elemi nitrogénné történő elbomlásnak gyorsítása (katalizálása), másrészt az esetlegesen feleslegben maradó aktív klór eltávolítása (deklórozás). Az aktívszén-szűrés felhasználható elő- és utókezelésre is, elsősorban az íz- és szagrontó, elszíneződést okozó komponensek megkötésére.

Ezenkívül az aktív szén képes visszatartani fertőtlenítési melléktermékeket is, amelyek a magas törésponti klóradag miatt nagyobb valószínűséggel keletkeznek, bár ennek a hatásnak a mértéke vitatott. Az egyik fő probléma, hogy a melléktermékek egy része csak hosszabb reakcióidő után képződik, tehát csak az után, hogy a víz már elhagyta az aktívszén-szűrőt.

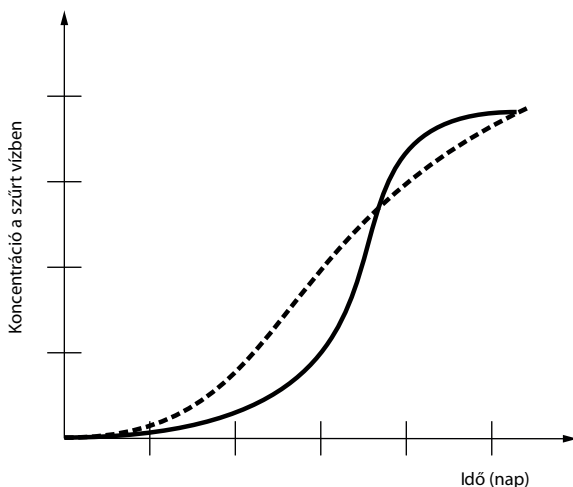
A másik probléma az aktív szén adszorpciós kapacitásnak kimerülése. Mivel az adszorpció egyensúlyi folyamat, előfordulhat, hogy maga az aktív szén-szűrő fertőtlenítési melléktermékek forrásává válik.

A fertőtlenítési melléktermékek mennyiségét jelenleg két fő paraméteren keresztül ellenőrzik, ezek az összes THM (trihalometán) és az AOX (adszorbeálható halogénezett szerves vegyületek). Ez utóbbira csak ajánlott érték van, jogszabályi határérték nincs. Az aktív szén-szűrő megfelelőségét az üzemeltetés során az adszorpciós kapacitás vizsgálatával, elsősorban az úgynevezett jódszám mérésével ellenőrzik. Amikor az adszorpciós kapacitás végérvényesen kimerül (a megkötött jód mennyisége lecsökken), a szűrőtöltetet ki kell cserélni. A magas klóradag és az aktív szén alkalmazása a törésponti klórozást költséges technológiává teszi. A jövő feladata lesz az ivóvízminőség-javító program során létesített törésponti klórozást alkalmazó technológiák felülvizsgálata, költségsökkentése.

➔ Önálló kutatási feladat: Gyűjtse össze milyen előkezelési módszerekkel lehet csökkenteni a törésponti klórozás során keletkező melléktermékek képződésnek kockázatát! Hasonlítsa össze a biológiai ammóniummentesítést és a törésponti klórozásos technológiákat konkrét esettanulmányokon keresztül! Mutassa be példákon keresztül, technológiai számításokkal, hogyan lehet minimális átalakítással egy törésponti klórozásos technológiát biológiai ammóniummentesítővé alakítani, és fordítva!

Az aktív szén-szűrő tervezési paraméterei hasonlóak a vas- és mangántalanító szűrőkéhez. Fő kiindulási adata a szűrő terhelése és az ajánlott szűrési sebesség, amelyhez megválasztható a szűrő keresztmetszete. Az alkalmazott aktív szén szemcsemérete, a töltet magassága fogja meghatározni a szűrőn fellépő nyomásvesztést, illetve az öblítéskor bekövetkező expanziót. A költségek szempontjából a másik kritikus paraméter az aktív szén klórmegkötő kapacitása, amely megszabja, hogy adott terhelés mellett milyen gyakran lesz szükség a töltet cseréjére.

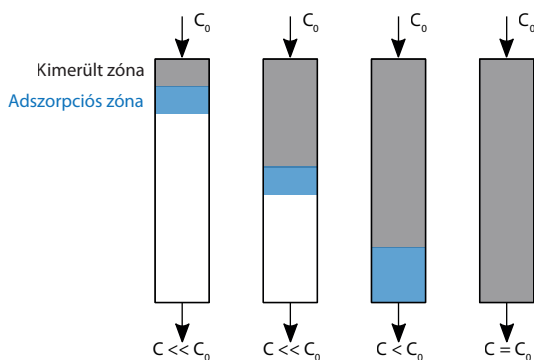
Az aktív szén a klóron kívül bármilyen más paraméter adszorpciójára is alkalmas. Az aktív szén esetében, amennyiben adszorberként működik, nem a kialakuló nyomásvesztés lesz a kritikus paraméter, hanem az eltávolítani kívánt szennyező áttörése a szűrőn, megjelenése a nyersvízben. A 3.8. ábra tipikus áttörési görbéket mutat be.



3.8. ábra: Adszorber (aktív szén) áttörési görbéi (a szerző szerkesztése)

A folytonos vonallal jelölt áttörési görbe jóval meredekebb, mint a szaggatott vonallal jelölt. Ez annak a következménye, hogy a folytonos vonal esetében az adszorpció sebessége jóval nagyobb, mint a szaggatott vonallal jelölt esetben. Ennek oka lehet az, hogy különböző komponensek esetében az adszorpció eltérő sebességgel megy végbe, vagy az, hogy két különböző minőségű aktívszén-töltetről van szó. Általánosságban a nagyobb adszorpciós sebesség kívánatos az aktív szén hatékonyabb kihasználásához. A gyakorlatban sohasem lehet megvárni a töltet teljes kimerülését, hanem egy bizonyos koncentráció elérése után a szűrőt öblíteni, regenerálni kell. Ennek megfelelően a hosszabb élettartam érdekében a meredek áttörési görbét eredményező aktív szenet kell előnyben részesíteni.

Az adszorpció folyamatát fel lehet fogni az adszorpciós zóna vándorlásaként is, ahogyan azt a 3.9. ábra mutatja. Ha a szűrés felülről lefelé történik, akkor először a szűrőoszlop tetején lévő adszorbens telítődik és merül ki. Ahogyan a folyamat halad előre az időben, egyre nagyobb térfogatú adszorbens telítődik, és az adszorpciós zóna hossza is növekedhet.



3.9. ábra: Az adszorpciós zóna mozgása (a szerző szerkesztése)

A meredek áttörési görbe esetében az adszorpció gyors, így az adszorpciós zóna rövidebb maradhat, az áttörésig az adszorbens töltet nagyobb hányada telítődik, a hatásfok és a kihasználtság jobb. A laposabb görbe esetében az adszorpciós zóna térben jobban elnyúlik, korábban eléri a töltet alját. Az adszorbens teljes kimerülése után az oszlopon nem történik többé eltávolítás, a szűrt víz koncentrációja meg fog egyezni a bemenővel. Sőt, ha deszorpció is végbemegy, akkor előfordulhat a megkötött anyagok kimosódása is, és a szűrőt elhagyó koncentráció nagyobb lehet, mint a bejövő. Ez előfordulhat például akkor, ha az adszorpció után a megkötött komponens valamilyen kémiai reakcióban az adszorbenshez kevésbé kötődő anyaggá alakul át.

➔ **Önálló kutatási feladat:** Jódszám mérése alapján vizsgáljon meg aktívszén-előállítási és -reaktíválási technikákat! Vizsgálja a hidraulikai és vízminőségi paraméterek hatását a jódszám időbeli változására! Tekintse át a szakirodalom alapján az aktívszén-szűrők méretezései eljárásait! Laboratóriumi kísérletben vegyen fel áttörési görbéket!

3.6. Arzénmentesítés

Az arzén eltávolítására alkalmas fő technológiákat a 3.2. táblázat sorolja fel.

A táblázattal kapcsolatban meg kell jegyezni, hogy a fordított ozmózisos eljárások hatásfoka napjainkban ennél már magasabb, azonban édesvizek kezelésére ritkán alkalmazzák. A vassal

és az alumíniummal történő koaguláció legfontosabb különbsége, hogy a vas az As^{3+} -at is jó hatásfokkal köti meg, míg az alumínium inkább csak az As^{5+} eltávolítására alkalmas. Egyes eredmények arra mutatnak, hogy a vas jelenléte az As^{3+} As^{5+} -é történő oxidációját is gyorsítja. Meszes lágyítás és ionsere inkább ipari vízlágyításnál fordul elő, ivóvízkezelésre nem jellemző. Az aktivált töltetek (főleg GEH = granulált vas-hidroxid, és AA = aktivált alumínium) elsősorban adszorpciót valósítanak meg. A táblázatban feltüntetett hatásfok pH=5,5–6,0 értékre vonatkozik, a valóságban előforduló pH=7–8 tartományban a hatásfok alacsonyabb. Ezeken felül számos aktivált töltet kapható már a piacon, például cérium-hidroxid.

3.2. táblázat: Arzén eltávolítására alkalmas technológiák (a szerző szerkesztése)

Tisztítási technológia	As^{3+} eltávolítás (%)	As^{5+} eltávolítás (%)
Fe koaguláció (ülepítés), szűrés	60	95
Al koaguláció (ülepítés), szűrés	15	80
Meszes lágyítás (pH=10)	20	65
Meszes lágyítás (pH=11)	70	99
Ionsere (SO_4^{2-} <100 mg/L)	0	>95
Aktivált töltetek	0	>98
Fordított ozmózis	60	>95

A táblázatban érdemes megfigyelni, hogy az öt vegyértékű arzenát jobb hatásfokkal távolítható el, mint a három vegyértékű arzenit. Ezért a vízkezelés során, ahogyan a vas(II)-t és mangán(II)-t vas(III)-á és mangán(IV)-gyé oxidáljuk, úgy az arzén öt vegyértékűvé oxidálása is célszerű. Fontos különbség a vas- és mangántalanításhoz képest azonban az, hogy az arzén a mangánnál is nehezebben oxidálható, tehát mindenképpen a levegő oxigénjénél erősebb oxidálószer szükséges. A másik lényeges különbség, hogy az arzén összetett ionokat képez, amelyek töltése túlnyomórészt negatív, így az arzén megkötése elsősorban pozitív felületi töltésű anyagokkal (három vegyértékű fémek, vas és alumínium) lesz lehetséges.

Az arzén és a három vegyértékű fémek reakcióit legfőképpen a pH, a szilikát és a foszfát befolyásolja, a kémiai háttérrel szóló fejezetben leírtak szerint. A technológiai tervezés és üzemeltetés szempontjából ezek jelentősége abban áll, hogy amíg az arzén koncentrációját 30–100 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ -ról akarjuk 10 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ alá csökkenteni, addig a foszfát és a szilikát 500–5000 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ -es koncentrációkban (tehát 10–100 szoros mennyiségben) lehet jelen. Ez főleg az adszorpciók eljárásoknál jelent gondot, ahol, még ha tízszer szelektívebb is az adszorbens az arzénre, a zavaró foszfát megkötése miatt hamar kimerül. Az adszorbens felületi töltése is befolyásolhatja az arzén megkötését. Ez az egyik legfőbb oka annak, hogy inkább a koagulációs eljárások terjedtek el hazánkban, mert a viszonylag olcsó fémekből nagy felesleget alkalmazva a megfelelő arzénel-távolítás könnyebben biztosítható.

➔ Önálló kutatási feladat: A szakirodalom alapján a vashoz hasonlóan készítsen listát a nyersvizekben előforduló arzénvegyületekről, -formákról! Tekintse át az arzén mérésére szolgáló analitikai módszereket, dolgozzon ki javaslatot a különböző arzénformák elkülönített mérési módszerére! Tekintse át a koagulációs szűrést, adszorpciót megvalósító szűrőkben végbemenő folyamatokat, és vázoljon fel egy vízminőséget leíró matematikai modellt!

3.6.1. Koagulációs szűrés

A koagulációs szűrés fő lépései: 1. az arzén oxidációja (ózon, permanganát stb.); 2. koaguláció, a fémsó bekeverése; 3. a szűrés. A szűrés során a fém-hidroxid-pelyhek kiválása a szemcsés szűrőközeg pórusiban megy végbe. Az arzén egyrészt a pelyhekhez, másrészt a szűrő felületén kialakuló fém-hidroxid-bevonathoz kötődik. Az alkalmazott vas(III) dózisa általában $1\text{--}10\text{ mg/dm}^3$ nagyságrendű, ezért a koagulációs szűrés során jelentős mennyiségű vasiszap keletkezik. A szűrőöblítésből származó arzén tartalmú zagy kezelése máig kérdéseket vet fel.

➔ Önálló kutatási feladat: Vizsgálja meg a vasiszaphoz különböző analitikai módszerekkel feltárható arzénformákat! Dolgozzon ki javaslatokat az arzéntartalmú vasiszapok, alacsony költségű, vízművön belüli végleges ártalmatlanítására! Vegye figyelembe a talajra és a szennyvizekre előírt arzénhatárértékeket!

3.6.2. Adszorpció

Az adszorpció során fémsóadagolás nem történik, így a szűrő eltömődésére és gyakori öblítésére nem kell számítani. Az arzén oxidációja általában szükséges az adszorpció előtt is. Az adszorber működésnek ellenőrzése a szűrt víz arzéntartalmának gyakori (napi) vizsgálatát követeli meg, hiszen amikor az adszorber kimerül, az arzén „áttör” az adszorberen, és határérték fölé kerül a szűrt vízben. A foszfát az arzénhez hasonlóan adszorbeálódik a szűrőn, ezzel jelentősen csökkentve az adszorpciós kapacitást és lerövidítve az áttöréshez szükséges időt. Az áttörés bekövetkezte után az adszorpcióra szolgáló töltetet ki kell cserélni, vagy vegyszerrel regenerálni. A töltetcsere és a regenerálás költségei miatt az adszorpciós megoldások kevésbé terjedtek el.

➔ Önálló kutatási feladat: A szakirodalom alapján tárja fel az arzénadszorpció kinetikáját! Tervezzen kísérletet, amelyben egy adszorberen a foszfátmegkötődést vizsgálja! Alkalmas lehet-e az olcsón mérhető foszfát a bonyolult analitikai módszerekkel mérhető arzén áttörésnek jelzésére? Próbáljon meg adszorpciót megvalósítani vassal különféle képpen bedolgozott, olcsón működtethető homokszűrőkben! Lehetséges-e egyszerűbben és olcsóbban adszorpciót megvalósítani, mint koagulációs szűrést?

3.7. Fertőtlenítés

A fertőtlenítés során az élő szervezetek, főként mikroorganizmusok inaktiválása, elölése történik. A tisztítási technológia egyes lépései (szűrés, derítés, különösen a membránultraszűrés) fizikailag is képes a kórokozókat visszatartani a vízből. A fertőtlenítés hatékonyságának ellenőrzésével kapcsolatban fontos kiemelni, hogy a biológiai vizsgálatok általában több napot vesznek igénybe, és csak visszamenőlegesen igazolják a vízminőséget. Bár léteznek online és gyors eredményt adó analitikai technikák is („bioassay”), azonban ezek sem a vízművekben nem elterjedtek, sem jogszabályokban nem jelentek meg. Ezért a fertőtlenítést preventív módon kell üzemeltetni.

Mikroorganizmusok esetében az eltávolítási, inaktiválási hatások általában igen magas (a darabszámokat tekintve), ezért a logaritmusos eltávolítási hatásfokot szokás megadni. Ennek értelmezése a következő:

$$LRV = \log_{10} \frac{\text{koncentráció a nyersvízben}}{\text{koncentráció a tisztított vízben}}$$

Így például $LRV=3$ megfelel 99,9%-os eltávolítási hatásfoknak, $LRV=5$ pedig 99,999%-nak.

A klórgázzal és a hipokloritoldattal történő fertőtlenítést itt nem részletezzük, az adagoló és tároló eszközök részletes leírása a vonatkozó szakirodalomban megtalálható. A fontosabb fertőtlenítési eljárásokat a 3.3. táblázat foglalja össze.

3.3. táblázat: Fertőtlenítési eljárások (a szerző szerkesztése)

	Nincs hosszú távú hatás	Tartós hatás
Fizikai módszerek	UV-fény, forralás, membránszűrés	
Kémiai módszerek	Ózon, hidrogén-peroxid	Klógáz, nátrium-hipoklorit, klórmész, monoklór-amin, klórdioxid
Vegyes módszerek	AOP	

3.7.1. UV-fertőtlenítés

Az UV-lámpák esetén fontos a fénycső tisztán tartásáról gondoskodni: a megtelepedő algák vagy a vízből kiváló szilárd anyagok a fényt elnyelhetik és a fertőtlenítés hatásfokát csökkenthetik. A tisztítást zárt tartályban elhelyezett UV-csővek esetén általában valamilyen automatikus gépi berendezés végzi, míg a nyitott medencékben, csatornáknak elhelyezett UV-csőveket manuálisan is szokás tisztítani.

Ugyanebből az okból kritikus a víz zavarossága és fényelnyelése is. Az UV-fény általában pár cm hosszon elnyelődik a vízben, ezért a fénycsőveket ennek megfelelő sűrűséggel kell telepíteni, illetve egyetlen fénycsövet tartalmazó tartály esetén a geometriai méreteket meghatározni. Az UV-lámpa energiafogyasztása fontos költség tényező, ezért az UV-rendszereket automatikus szabályozással látják el. Ez képes a fény elnyelődését mérni a vízben és a lámpa intenzitását automatikusan szabályozni (nagyobb zavarosság esetén az intenzitást növelni a megfelelő hatékonysághoz, átlátszóbb víz esetén csökkenteni az intenzitást a kisebb energiafogyasztás érdekében).

Az UV -lámpák teljesítményének jellemzésekor a legfontosabb paraméter a kisugárzott energia (W). Fontos paraméter a kisugárzott fény hullámhossztartománya is. A leghatékonyabb fertőtlenítést 254 nm hullámhossz környékén lehet elérni. Az UV-lámpák a valóságban nem egy diszkrét hullámhosszon sugároznak, az energia megoszlik egy adott hullámhossztartományban.

A berendezés hatékonyságát az UV-fény formájában kisugárzott energia és a felvett teljesítmény hányadosa adja meg, a lámpa típusától függően ez 10–40%-ra tehető. Az UV-dózis a következőképpen számítható:

$$D = I t f_t, \text{ ahol}$$

D az UV-dózis, energia/felület dimenzióban, szokásos mértékegysége például mWs/cm^2 . I a fényintenzitás teljesítmény/felület dimenzióban, mW/cm^2 . t a behatási idő és f_t a transzmittancia faktor (figyelembe veszi, hogy a kisugárzott energiának nem 100%-a nyelődik el a vízben). A behatási idő kiszámítható a reaktor térfogatából és a vízhozamból, illetve a lámpa hosszából és az átfolyási sebességéből. A pontos számításokhoz szükséges figyelembe venni az UV-lámpát tartalmazó

reaktor hidraulikáját, a tartózkodási idő eloszlását, a reaktor geometriáját és a fénysugárzás terjedését. A tényleges intenzitás meghatározása így igen bonyolult számításokra vezet.

Egy egyszerűsített számítást az alábbi példa mutat be. A germicidlámpát tartalmazó reaktor hasznos térfogata: $V=4000 \text{ cm}^3$. A lámpa átlagos és a biztonság javára csökkentett intenzitása az adott geometriai elrendezés mellett: $I=3,5 \text{ mW/cm}^2$.

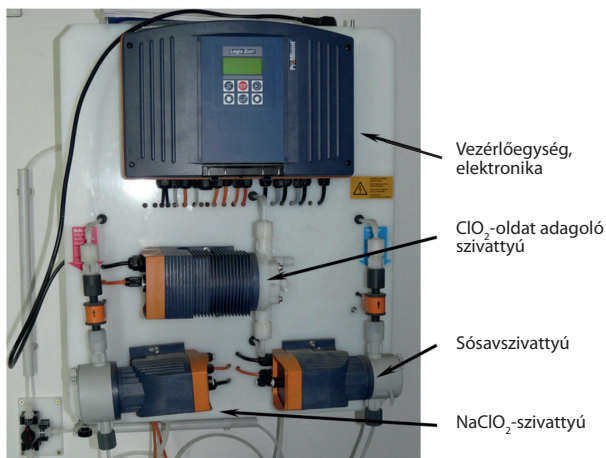
Amennyiben a tartályon $Q=20 \text{ L/perc}$ vízhozam folyik át az átlagos tartózkodási idő $T=V/Q=4 \text{ L}/20 \text{ L/perc}=0,2 \text{ perc}=12 \text{ s}$. Ebből a fertőtlenítéshez figyelembe vehető dózis:

$$D=I \cdot T=3,5 \cdot 12=42 \text{ mWs/cm}^2.$$

➔ **Önálló kutatási feladat:** A szakirodalom alapján mutasson be egy UV-dózisra vonatkozó számítási és mérési eljárást! A számítási összefüggések alapján próbáljon meg egy ideális lámpaelrendezést felvázolni!

3.7.2. Klór-dioxid

A klór-dioxid alkalmazása klórgáz vagy hipoklorit helyett a THM-vegyületek vagy ammónium jelenlétében a klóraminok képződésének problémáját többnyire kiküszöböli, bár más melléktermékek keletkezhetnek. A klór-dioxid előállításakor alkalmazott sósavfelesleg a berendezés közelében lévő vezetékeken fokozhatja a korróziót. A klór-dioxid alkalmazása során klorit- és klorationok képződnek, az előbbire a határérték $0,2 \text{ mg/dm}^3$. Mivel a klór-dioxid gáz erősen robbanásveszélyes, ezért a klór-dioxidot többnyire a helyszínen, vizes oldatban állítják elő. Erre a piacon számos technológia megjelent, a klór-dioxid-előállítás és kombinált rendszerekben (akár klórral együtt) történő alkalmazása folyamatosan fejlődik. A leggyakrabban alkalmazott előállítási módszer a nátrium-kloritból (NaClO_2) és sósavból történő klór-dioxid-előállítás.



3.10. ábra: Klór-dioxid-előállító és -adagoló berendezés (a szerző szerkesztése)

A 3.10. ábrán látható klór-dioxid-adagoló berendezésen az alsó két szivattyú szolgál a nátrium-klorit és a sósav felszívására, a berendezés hátoldalán két kisebb tartály foglal helyet. Az egyikben megtörténik a két oldat összekeveredése, és végbemegy a klór-dioxid-képződési reakció.

A másik tartály szolgál a tömény klór-dioxid-oldat tárolására, a harmadik szivattyú innen adagolja a klór-dioxid-oldatot a kezelendő vízbe.

A klór-dioxid előállítás egyensúlyi folyamat, ezért a minél hatékonyabb üzemhez általában a sósavat feleslegben adagolják (mert a nátrium-klorit a költségesebb alapanyag), így tolva el az egyensúlyt a klór-dioxid-képződés irányába. A klór-dioxid-előállítás hatásfoka nem állandó, több környezeti feltételtől is függhet (pH, klorid-ionok jelenléte), a berendezés hatékonyságát, az előállított klór-dioxid tisztaságát az alábbi törttel lehet kifejezni:

$$\text{Kitermelés} = \frac{[\text{ClO}_2]}{[\text{ClO}_2] + [\text{ClO}_2^-] + \frac{67,45}{83,45} [\text{ClO}_3^-]}$$

A nátrium-kloritból (NaClO_2) és sósavból történő előállítás esetén a kihozatal a 70–95%-os tartományban mozoghat. Emiatt a bizonytalanság miatt a berendezések beállítását mindig gondosan kell ellenőrizni, és rendszeres méréssel nyomon követni a klór-dioxid-tartalmat.

➔ Önálló kutatási feladat: A szakirodalom alapján tekintse át a klór-dioxid mérésére szolgáló analitikai eljárásokat, és ezek alapján az előállítás hatékonyságának jellemzését! Végezzen kísérleteket a klór-dioxid-előállítás hatékonyságának mérésére, mutassa be a mérést zavaró tényezőket!

3.7.3. Ózon

Az ózon legfontosabb alkalmazási területe az előkezelés során történő oxidáció. Ezzel elsősorban az íz- és szagrontó anyagok távolíthatók el, vagy más szerves anyagok roncsolhatók biológiailag könnyen lebomló formára. Az ózon hatékonyan oxidálja a vasat, mangánt és arzént, bár a mangán esetében figyelemmel kell lenni a permanganátképződés lehetőségére is.

Az ózonozás során az ózongenerátor oxigén tartalmú gázból vagy tiszta oxigénből elektromos ív segítségével állítja elő az ózonos gázt, amelyet az oxigénbevitelnél ismertetethez hasonló módon lehet beoldani a kezelendő vízbe. Fontos különbség ózon esetében, hogy egészségkárosító hatása miatt zárt rendszert kell kialakítani, és a távozó ózon tartalmú gázban a maradék ózont megsemmisíteni. Az ózon elbomlása a vízben elsőrendű kinetikát követ, felezési ideje 0,2–10 percre tehető.

3.7.4. További eljárások

Az klasszikus fertőtlenítési eljárások mellett érdemes említés szintjén foglalkozni az úgynevezett nagyhatékonyságú oxidációs eljárásokkal (AOP = advanced oxidation processes); ezek nemcsak ipari vízkezelésben, de bizonyos szennyezőanyagok eltávolításban is egyre nagyobb szerephez jutnak (3.5. táblázat). Az eljárások lényege általában valamilyen reakcióképes szabad gyök (többnyire hidroxilgyök) előállítása, amely magas oxidáló képességgel rendelkezik.

A nagyhatékonyságú oxidáció fő célja a más úton el nem távolítható komponensek lebontása, úgymint íz- és szagrontó anyagok, VOC (illékony szerves anyagok), peszticidek, kőolajszármazékok, huminanyagok, valamint prekursorok eltávolítása, amelyekből később fertőtlenítési melléktermékek keletkezhetnek. A nagyhatékonyságú oxidáció elvben képes a szerves anyagokat egészen szén-dioxidra és vízre roncsolni, gyakorlatilag az ózonozásnál megismert eljáráshoz

hasonlóan általában elegendő, ha biológiailag lebontható, kisebb molekulákka sikerül alakítani az eltávolítandó anyagot.

3.5. táblázat: Nagyhatékonyságú oxidációs eljárások (a szerző szerkesztése)

Homogén közegben	Heterogén közeg (szilárd fázis)
ózon/UV	vas(II)/hidrogén-peroxid (Fenton-reakció)
ózon/hidrogén-peroxid	vas(II)/hidrogén-peroxid/UV (Fenton-reakció)
hidrogén-peroxid/UV	titán-dioxid/UV

3.8. Membráneljárások

Amikor az ivóvíztisztításban alkalmazott eljárásokat az eltávolítandó komponensek szerint osztályozzuk, akkor a membrántechnológiákat érdemes külön tárgyalni, mert egy membránszűrési folyamat többféle komponens eltávolítására is alkalmas. Az eltávolított szennyezők körét vizsgálva két, napjainkban is fejlődő és elterjedőben lévő membránszűrési eljárást érdemes vizsgálni: az ultraszűrést és a fordított ozmózist, illetve az utóbbival rokon eljárásokat, az elektrodialízist és a forward ozmózist.

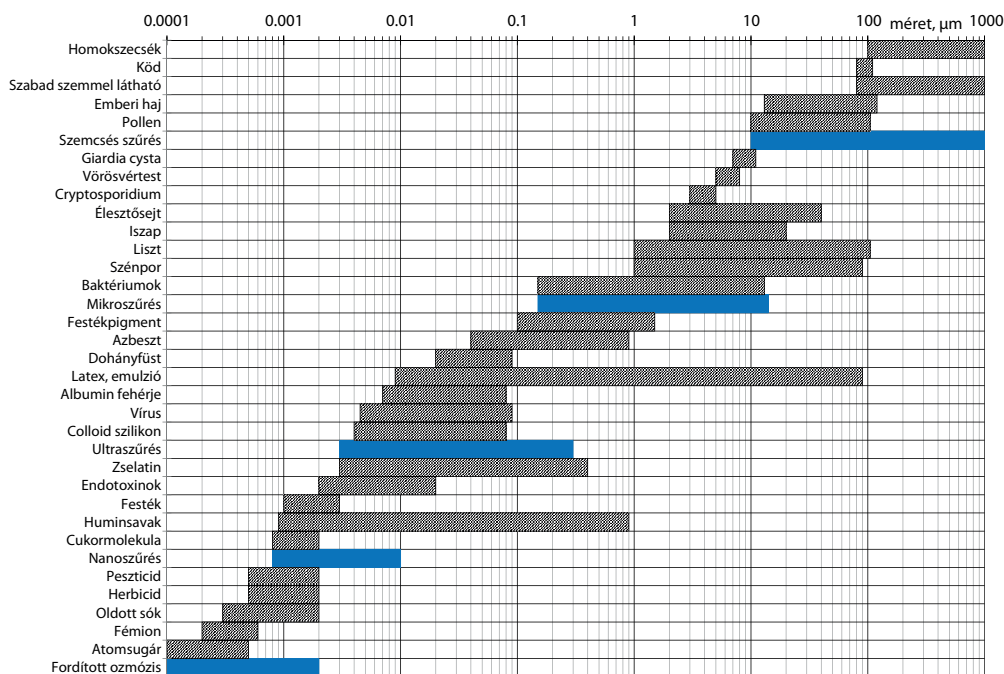
Az egyes komponensek, anyagok jellemző méretét és a különböző szűrők pórusméretét, részméretét a 3.11. ábra tünteti fel.

Az ivóvíztisztításban az ultraszűrés fő alkalmazási területe a felszíni vizek tisztítása, ahol az ultraszűrés a derítést és a szemcsés közegen át történő szűrést követően elsősorban a protozoák és a vírusok visszatartására alkalmas, de az oldott anyagok kivételével hatékonyan képes csökkenteni minden olyan komponens mennyiségét, amely a megelőző tisztítási fokozatokon átjutott. Megfelelő vízminőség esetén az ultraszűrő alkalmas a derítést közvetlenül követő fázis-szétválasztásra is, ezzel kiváltva a nagy helyigényű ülepítőket és homokszűrőket.

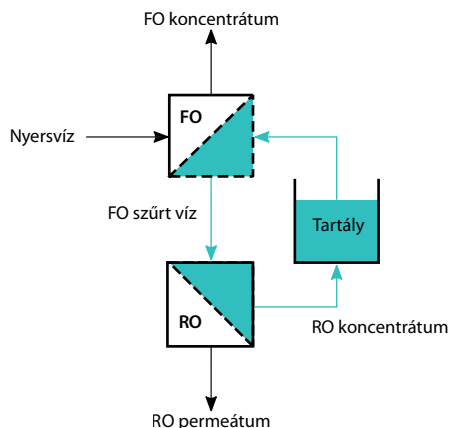
A nanoszűrés képes visszatartani a nagyobb molekulásúlyú oldott anyagokat, de a vízben oldott sók többségét átengedi. Napjainkban az ivóvíztisztításban jellemzően inkább az ultraszűrés van elterjedőben.

A fordított ozmózis a víz sótalanítására alkalmas. Ipari víztisztítás során a víz lágyítására használható, üzemi méretekben ivóvíz előállítására a magas költségek miatt csak ott használják, ahol a tengervízen vagy a magas sótartalmú vízen kívül más vízbázis nem áll rendelkezésre. Kisebb méretekben az ivóvíz háztartáson belüli sótalanítására, laboratóriumi eszközökben, illetve mobil, időszakos víztisztító berendezésekben is használják.

A forward ozmózis elsősorban szennyvizek, erősebben szennyezett vizek tisztítására alkalmas. Az eljárás elvét a 3.12. ábra szemlélteti. Ennek során a szennyezett víz az FO-val jelzett, forward ozmózist megvalósító membránra kerül. Ennek a membránnak a másik oldalán tömény, magas sótartalmú víz van, amelynek hatására a szennyezett vízzel érintkező oldalról az ozmózis és az alkalmazott többletnyomás hatására a víz átáramlik a membránon, miközben a szennyezőanyagok az FO-koncentrátumban maradnak. Ezt a koncentrátumot általában visszavezetik a folyamat elejére. Az így megtisztult, de magas sótartalmú víz egy fordított ozmózisos berendezésre kerül, amely a hagyományos módon a magas sótartalmú koncentrátumból sótalanított vizet, permeátumot állít elő. Az RO koncentrátuma ezután visszavezetésre kerül az FO-membránra, ahol az FO-n átszűrődő vízzel ismét hígul.



3.11. ábra: Szennyező anyagok és szűrők pórusainak jellemző méretei (a szerző szerkesztése)



3.12. ábra: Forward ozmózis elve (a szerző szerkesztése)

Fejezetzáró kérdések

1. Soroljon fel az ivóvíz minőségi követelményeire vonatkozó jogszabályban számszerű értékkel meghatározott komponenseket, legalább tízet!
2. Milyen fizikai összefüggések határozzák meg a gázok vízben való oldódását (képlet és jelölések magyarázata)?

3. Ismertesse a mész–szénsav egyensúlyt mint pufferrendszert, reakcióegyenletek felhasználásával!
4. Milyen folyamatok mennek végbe a szűréssel történő vastalanítás során?
5. Ismertesse a biológiai ammóniumeltávolítás alapelvét, az üzemeltetés során vizsgálandó kritikus jellemzőket!
6. Rajzolja fel a törésponti görbét, reakcióegyenletek segítségével ismertesse jellemző szakaszait!
7. Ismertesse az adszorpció elvét, a befolyásoló fizikai paramétereket, az aktív szén lehetséges alkalmazási céljait az ivóvíztisztításban.
8. Sorolja fel és hasonlítsd össze az arzén eltávolítására alkalmas technológiákat!
9. Hasonlítsa össze a klórgázzal vagy hipoklorittal és a klór-dioxiddal történő fertőtlenítést!
10. Ismertesse a fordított ozmózis és a forward ozmózis működési elvét, a kiszűrhető anyagok körét!

Ajánlott irodalom

- 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről.
- Abdul-Ahad YM. Design Criteria of an Activated Carbon Bed for Dechlorination of Water. *Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering*. 2008(9):41–49.
- Desiderios DM, Nibbering NM. *White's handbook of chlorination and alternative disinfectants*. Hoboken: Wiley & Sons; 2010. 1062 p.
- Edwards M. Chemistry of Arsenic Removal During Coagulation and Fe-Mn Oxidation. *Journal of the American Water Works Association*. 1994 86(9):64–78.
- Fair GM, Geyer JC, Okun DA. *Water and Wastewater Engineering*. New York: Wiley and Sons; 1968. 489 p.
- Harmen L. Modeling subsurface iron removal. [PhD-értekezés. Technische Universiteit Delft]. Delft: Water Management Academic Press; 2011. 156 p.
- Kim JW. The modeling of arsenic removal from contaminated water using coagulation and sorption. [PhD-értekezés]. Texas: Texas A&M University; 2005. 327 p.
- Lide DR, editor. *CRC Handbook of Chemistry and Physics* [Internet version]. Boca Raton (FL): CRC Press; 2005. 2660 p.
- Mészáros G. Felszín alatti víz tisztítása. [Kézirat]. Baja: Eötvös József Főiskola; 1998. 53 p.
- Samuel FD, Osman AM. *Chemistry of Water Treatment*. New York: CRC Press; 1998. 600 p.
- Sharma SK. Adsorptive Iron removal from groundwater. *Lisse: Swets & Zeitlinger B.V.*; 2001. 220 p.
- Sperlich A. Phosphate adsorption onto granular ferric hydroxide (GFH) for wastewater reuse. [PhD-értekezés.]. Berlin: Technische Universität, Fakultät III – Prozesswissenschaften; 2010. 138 p.
- Stumm W, Lee GF. Oxygenation of Ferrous Iron. *Industrial & Engineering Chemistry*. 1961(53):143–146. DOI: <https://doi.org/10.1021/ie50614a030>
- Stumm W, Morgan JJ. *Aquatic Chemistry*. New York: Wiley-Interscience; 1970. 583 p. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.1971.16.3.0595>
- Vincze L, Mátrai I, Kökény I. Arzéneltávolítás fizika-kémiai alapjai. In: Tóth S szerkesztő. *Arzén és ammónium eltávolítás az ivóvízellátásban*. Baja: Eötvös József Főiskolai Kiadó; 2017. p. 141–158.
- Szolnoky C, Mészáros G. Felszíni víz tisztítása. [Kézirat]. Baja: BME Vízgazdálkodási és Vízépítési Intézet; 1980. 19 p.

4. Az ivóvíz-előállítás biológiai vonatkozásai

A vízszerezés, víztisztítás és vízhasználat során a vizekben előforduló élőlények előfordulását, minőségi és mennyiségi összetételét a víz fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai együttesen határozzák meg, amelyek a víz származásával, a vízkezelés módjával, a hálózat és a vízhasználat sajátásaival hozhatók összefüggésbe. A mikroorganizmusok – ugyanúgy, mint a többi élőlény – ott találhatóak meg, ahol számukra az életfeltételek (hőmérséklet, tápanyag, víz stb.) adottak. A mélységi, a felszíni és felszín közeli vizekben, a folyók menti homok- és kavicsagyakban, a termelő kutakban, a nyersvizet és a tisztított vizet szállító vezetékekben, a tározó medencékben eltérőek az abiotikus tényezők (például az áramlási, hőmérsékleti és oxigénviszonyok, az ionösszetétel, a lebegőanyag-tartalom, a fényviszonyok), emiatt különböző élőlényközösségek számára biztosítanak életfeltételeket.

4.1. A nyersvíz biológiai tulajdonságai

A mélyfúrással hozzáférhető külső behatásoktól, szennyeződésektől *védett* rétegvizekben egészségügyi szempontból közömbös mikroorganizmusok élnek elsősorban. Ezeknek a többnyire anaerob, autotróf prokariota fajoknak az ökológiai igénye – a mélyben uralkodó körülményeknek megfelelően – más, mint a felszín közelében élő mikrobáké, például hókedvelők vagy nyomáskedvelők. A mélységi védett vizekben, mivel a felszínnel nincs kapcsolatuk, nem található szabad oxigén, viszont a felszínre kerülve a légköri levegővel érintkezve (tápanyagtartalmától függően) különböző mértékben beindulhatnak a biológiai folyamatok. Szervetlen tápanyagok esetén a fotoautotróf algák és a kemoautotrófok (szervesanyag-dúsulást okozva), szerves maradványok esetén a heterotrófok szaporodhatnak el. A felszíni eredetű és patogén baktériumok, valamint szennyező anyagok megjelenése a nyersvízben a védettség hiányát jelentik.

A felszín közeli vizek, a talajvizek környezeti hatásokból eredően szennyezettek, fizikai-kémiai, biológiai tulajdonságaik ivóvízként való felhasználásukat nehezíti. A vízben lévő szerves anyagokat a heterotróf baktériumok lebontják, és saját szervezetüket építik fel a bomlástermékekből. A mikrobák által nem lebontható xenobiotikumok (ezek többnyire szerves mikroszennyezők) nem megfelelő víztisztítási technológiát alkalmazva bejuthatnak az ivóvízbe is.

A *felszíni vizek* vannak legnagyobb mértékben kitéve az antropogén hatásoknak, emiatt a vízgyűjtőterület jellegétől függően ezek a legszennyezettebbek. A szennyezésként bejutó többlet növényi tápanyag megnövekedett biomaszát, végső soron szervesanyag-terhelést okoz, ugyanúgy, mint a kívülről bejutó szerves anyagok. Az öntisztulás, mikrobiális lebontás során a víztest oxigéntartartalma csökken, súlyos szennyezés esetén kritikus oxigénhiány alakulhat ki, amely az élővilág drasztikus átalakulását, az aerob élőlények pusztulását okozza.

A *parti szűrősű* vizek a rétegvizeket követően a felszín alatti víznyerés jelentős hányadát adják, tehát hangsúlyozottan fontos szempont az, hogy minőségük a felszíni víz minőségének függvénye. A parti szűrősű víz homokos-kavicsos, természetes fizikai-kémiai-biológiai szűrést biztosító szűrőrétegen át jut a kutakba. A szűrő réteg szilárd felületén kialakult biofilm mikro-

organizmusai a folyóból oxigén tartalmú vizet kapnak, így a parti szűrés során az aerob lebontó folyamatok a jellemzőek.

A parti szűrésű kutak felszíni vízből való termelése a mindenkori vízállástól függ. Minél alacsonyabb a vízállás, annál nagyobb a valószínűsége, hogy a kutakban a talajvíz eredetű háttérvíz aránya megnő, ami a kitermelt vizek minőségére többnyire negatív hatással van a mikrobiális lebontás és megkötés hiánya miatt. Ezeknek a kevert vizeknek sok esetben a szervesanyag-terhelés mellett nagy lehet a vas- és mangántartalma is, amelyek mind az oxigéntartalom csökkenéséhez vezetnek.

4.2. A víztisztítás biológiai folyamatai

Az ivóvíz előállítás során, mivel nem steril folyamatról van szó, minden technológiai pontnál számításba kell venni az élőlények, elsősorban a mikroorganizmusok biológiai folyamatait. Mivel a nyersvíz és a tisztított víz is tartalmaz szerves és szervetlen anyagokat, mind az autotróf, mind a heterotróf mikroorganizmusok is elszaporodhatnak bennük.

Ahogy az erdő fajai, a tó élőlényei vagy a tápszatona baktériumközösségének tagjai táplálék-hálózatot alkotnak, ugyanúgy az ivóvízhálózatban megjelenő mikroorganizmusok is közösséget alkotnak. A mikroba közösségek tagjai között is vannak autotróf termelők (hasonlóan, mint a növények a társulásokban), amelyek szaporodásához csak szervetlen anyagok szükségesek és heterotróf fogyasztók (mint a ragadozók, lebontók, paraziták), amelyek szervesanyagot igényelnek.

Számos baktériumfaj anyagcseretermékeivel, bomlástermékeivel más fajok megtelepedését, túlélését teszi lehetővé, sok fajnak van szimbiontája, amellyel együtt gyorsabban szaporodnak, mintha külön-külön élnének. A nem patogén fajok pedig segíthetik a patogének túlélését és megtelepedését. Egyes humán patogén baktériumfajok más mikroorganizmusokban képesek túlélni és a hálózatban fennmaradni.

Mivel a víz okozta megbetegedések körülbelül 5%-a kémiai eredetű (például arzén, nitrit, egyéb toxinok), viszont 95%-a biológiai eredetű, emiatt a technológia során jelentkező biológiai folyamatok ok-okozati összefüggéseinek megértése kulcsfontosságú.

A magyarországi víztisztítási technológiára nem jellemző, hogy célirányosan biológiai folyamatokat alkalmazzanak, viszont a víz minőségétől függően különböző mértékben spontán biológiai folyamatok jelen lehetnek a telepeken. Az egyes technológiai folyamatok különböző biológiai vonatkozású következményeket eredményeznek (4.1. táblázat).

A felszíni vizek szervesanyag-tartalmának csökkentésére alkalmazzák a talajvízdúsítást, amely ugyanazon az elven alapul, mint a parti szűrés. Magyarországon például a borsodsziráki vízmű területén 25 talajvízdúsító ágy biztosítja egy 1200 × 250 m-es területen a Bódva kitermelt vizének tisztítását.

A *talajvízdúsítás* és a *parti szűrés* is természetes *lassú szűrésű folyamat*, amely során a talaj részecskéin kialakult biofilmréteg aktivitásának köszönhetően a felszíni víz szervesanyag-tartalma csökken, ezáltal organoleptikus tulajdonságai javulnak. A víztisztító telepeken a lassú szűrés során a homokágyak is számos baktérium számára kedvező életfeltételeket biztosítanak, a homokszemcsék felületén a baktériumok meg tudnak tapadni és elszaporodnak. A fő biokémiai folyamatok a szervesanyag eltávolítása, lebontása heterotróf mikroorganizmusok által, valamint a biológiai ammóniummentesítés, amely során az ammóniumionokat aerob autotróf nitrifikáló baktériumok oxidálják nitritté, majd nitráttá (3.5.1. fejezet).

4.1. táblázat: Az ivóvíz előállítása során alkalmazott körülmények, technológiák hatása a biológiai folyamatokra (a szerző szerkesztése)

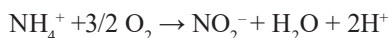
Alkalmazott technológiák, eszközök, körülmények	Beavatkozás célja/eredménye
– talajvízdúsítás	– szerves anyag eltávolítása
– szűrők szemcsés töltettel (lassú- és gyorszűrők)	– nitrogénformák eltávolítása (nitrifikáción alapuló ammónium eltávolítás)
– BAC (Biological Activated Carbon)	
– fertőtlenítés	– mikrobák eltávolítása (elpusztítása)
– maradék klór a hálózatban	– mikrobák számának kontroll alatt tartása
– alacsony hőmérséklet	– biofilm kialakulásának gátlása, visszaszorítása
– N-formák eltávolítása	(patogének megtelepedésének, szaporodásának megakadályozása, biokorrózió megelőzése)
– szerves anyag eltávolítása	

A lassúszűrőben a szűrési sebesség általában 0,1–0,3 m/h a nyersvíz minőségétől függően (összehasonlításképpen: a gyors szűrés során alkalmazott szűrési sebesség: 5–10 m/h). Mivel a tápanyagok (legyen az szerves vagy szervetlen) nagy része beépül a baktériumokba, a kialakult baktériumtömeg (biofilm) gátolja a víz áramlását, és a szűrőréteg nem tölti be funkcióját. Emiatt a felső 1-2 cm vastag, eltömődött, biológiailag aktív réteget (úgynevezett Schmutzdecke-t) időszakonként el kell távolítani. Ezután pár nap szükséges, amíg a megfelelő baktériumközösség újra kialakul, ez alatt az idő alatt alacsonyabb (kevesebb, mint 0,1 m/h) szűrési sebességről kezdve fokozatosan kell a szűrési sebességet emelni. Az ez idő alatt képződött szűrletet hulladékként el kell vezetni, vagy a többi lassú szűrő elé visszavezetni. A gyorszűrők esetében is alacsony a szűrés hatékonysága közvetlenül a szűrőréteg tisztítása után.

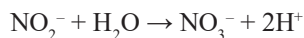
A fertőtlenítési eljárások oxidációs folyamatok, amelyek során a szerves makromolekulák kisebb szerves molekulákká alakulnak, így könnyen felvehető táplálék keletkezik a heterotróf baktériumok számára, ezért eltávolításuk az ózonizálást követően rendkívül fontos feladat. Ezt a célt szolgálja az aktívszén-adszorpció. Az ózonozást követő aktív szén adszorbenst a rajta kialakult biofilm miatt biológiailag aktivált szénnek nevezik (BAC – Biological Activated Carbon), amelyen elsősorban szervesanyag-eltávolítás (lebontás, mineralizáció) történik.

4.2.1. Nitrifikáció a vízelosztó hálózatban, biológiai ammóniumeltávolítás

A nitrifikáló baktériumok aerob kemolitotróf mikroorganizmusok, az ammónium, illetve nitrát átalakításával nyert energiával a szervetlen szén-dioxidot használják fel szénforrásként. A nitrifikáció két lépcsőben zajlik le. Első lépésként a víz ammóniumtartalmát az „ammóniumoxidáló baktériumok” (ammonia-oxidizing bacteria: AOB – például: *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus*, *Nitrosovibrio*) nitríté oxidálják:



A második lépésben a keletkezett nitritet a „nitritoxidáló baktériumok” (nitrite-oxidizing bacteria: NOB – például: *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*) nitráttá oxidálják:



A nitrit a hemoglobin oxigénszállító-képességét gátolja, a túlzott nitritfogyasztás methemoglobinémiát okoz, amely végeredményben fulladásos halálhoz vezethet (úgynevezett „kékhalál”). A magas nitríttartalom elsősorban csecsemőkre jelent veszélyt, mivel az ő hemoglobinjuk könnyebben köti meg a nitritet, illetve lebontó enzimrendszerük még fejletlen. Emiatt lényegesen alacsonyabb az ivóvízben a megengedhető maximális nitritkoncentráció (0,5 mg/L) a nitrátkoncentráció határértékénél (50 mg/L).

Mivel a tisztítás után is lejátszódhatnak nitrifikációs folyamatok, a hálózatba csak olyan ammóniumtartalmú vizet szabad vezetni, amelyből a hálózatban lejátszódó nitrifikációs folyamatok következtében sem keletkezik 0,5 mg/L-es értéket meghaladó nitríttartalom.

A 201/2011-es szabvány szerint 0,5 mg/l az ammóniumion határértéke ivóvízben. Mivel 1 mg NH_4^+ -N-ből 2,7 mg NO_2^- -N keletkezik, ahhoz hogy a hálózatban biztosan ne haladjon meg a nitríttartalom a 0,5 mg/l-es határértéket, a telepet elhagyó víz ammóniumkoncentrációja nem haladhatja meg a 0,2 mg/l értéket.

A nitrifikációs folyamatok optimális pH-tartománya 7 és 8 között van, de tág pH-tartományon belül képesek lejátszódni (6,5 pH–10 pH). Télen a nitrifikáció hatásfoka romlik, mivel a baktériumok hőmérséklet optimuma 15°C feletti. Az ammóniumoxidációt végző mikroorganizmusok (például *Nitrosomonas*) általában tágtűrésűek a nitritoxidációt végző (például *Nitrobakter*) mikroorganizmusokhoz képest, így a nitrifikáció megrekedése az első lépcsőnél, azaz a nitrit felhalmozódása a hálózatban reális veszélyt jelent. Amennyiben fertőtlenítőszerként klóraminokat alkalmaznak, a nitrifikálók elszaporodására számítani kell. Bár az autotróf baktériumok lassan szaporodnak, a hosszú tartózkodási idők és a meleg vízhőmérséklet is elősegíti szaporodásukat, ami további gondot okozhat.

A biológiai ammóniumeltávolítás előnye, hogy nincs melléktermék, nem kell vegyszereket adagolni, költségkímélő. Hátránya, hogy a folyamat nem szabályozható, nem megoldott az online monitoring, semmi sem garantálja, hogy a nitrifikációs folyamat nem reked meg a nitrítképződésnél, nincs a kezünkben megfelelő ellenőrzési és vezérlési módszer.

Magyarországon az ammónium eltávolítása a telepeken általában törésponti klórozással történik. Ahol biológiai folyamatokat tartalmaz a technológia, ott több helyen, a folyamatok szabályozásának hiánya miatt, nem mindig tudják a nitrítszintet határérték alatt tartani.

4.3. Másodlagos vízminőségromlás, a hálózatban lejátszódó biológiai folyamatok

A vízellátórendszer tulajdonságai lehetővé teszik, hogy bizonyos élőlények túléljenek és szaporodjanak benne. A hálózatba jutó tisztított ivóvízben lévő tápanyagokon a bejutó baktériumok el tudnak szaporodni, így a fogyasztónál megjelenő ivóvíz minősége gyakran lényegesen különbözik az ivóvíztisztító-telepet elhagyó víz minőségétől. A vízelosztó hálózatban lejátszódó folyamatokat és azok hatásait a szolgáltatott ivóvíz minőségére *másodlagos szennyezésnek* nevezzük. Az ivóvízhálózatok hazánkban több helyen túlméretezettek a lecsökkent vízfogyasztás miatt, így a tartózkodási idő jelentősen megnőtt, ami sok esetben a maradék fertőtlenítőszer elfogyásához vezet, még mielőtt a víz a fogyasztóhoz jutna, és ez teret ad a hálózatban lejátszódó mikrobiológiai folyamatoknak. A vízelosztó hálózatban végbemenő folyamatokat befolyásoló fő tényezők:

- a víztisztítási folyamatok hatékonysága;
- a tisztított víz minősége (kémiai, biológiai, fizikai tulajdonságok);
- a hálózat állapota (korrózió, a vezetékek falán kialakuló biofilm stb.);

- a csőcserek, felújítások során a higiéniai előírások betartása;
- tartózkodási idő a vízelosztó rendszerben.

A vízelosztó rendszerben jelen lévő mikrobiológiai folyamatok:

- szerves anyagok oxidációja;
- nitrifikáció (aerob közeg);
- szerves anyagok (például vas, mangán oxidációja – aerob közeg) oxidációja;
- szerves anyagok (például vas, szulfát – anaerob közeg) redukciója;
- mikrobiológiailag előidézett korrózió.

Az elosztó rendszerben a kemoautotróf szervezetek számára legjelentősebb szerves energiaforrások: kétvegyértékű vas, redukált kénvegyületek, hidrogéngáz, mangán, ammóniumion és nitrition.

A folyamatok egy része olyan változásokat eredményez, ami nem jelent közvetlen egészségügyi kockázatot, csupán a víz élvezeti értékének romlásához vezet (kellemetlen íz, szín, illetve szag). Egyes mikrobiológiai folyamatok azonban egészségre káros termékek keletkezésével is járhatnak, illetve jelentős mértékben befolyásolhatják a hálózat állapotát.

4.3.1. Biofilmek kialakulása

A hálózatban előforduló mikrobák több mint 90%-a nem a tápanyagszegény (oligotróf) áramló vízben, hanem szilárd felületekhez tapadva, a csövek falán él. A kis tápanyag-koncentrációjú víz nagy sebességgel áramolva a rögzült élő szervezetek számára folyamatos tápanyag-utánpótlást biztosít. A vizes fázisban élő (planktonikus) baktériumok többsége a sejt falon kívül poliszacharidot és egyéb polimer molekulákat (glikoproteinek, glikolipidek, extracelluláris DNS) tartalmazó váladékot (EPS: extra cellular polymeric substance) termel. Mivel az EPS nagyon adszorptív felületű a kationokra nézve (különösen a többvegyértékű kationokra nézve, mint a kalcium, cink, vas), elősegíti a baktériumok megtelepedését szilárd felületeken, még áramló vizekben is. A megtelepedő (szesszilis) mikroorganizmusok egy vékony, eleinte pár mikrométer vastag réteget alakítanak ki a folyadék és szilárd fázis határán, amelyet biofilmnek nevezünk. A biofilm nagyobb tömegét az élő és elhalt mikroorganizmusok, a baktériumok által kiválasztott EPS (a biofilm szerves szén tartalmának körülbelül 50–90%-át tartalmazza), metabolitok, valamint szilárd, kitapadt részecskék adják. Mivel a biofilmek jó adszorbensek, az áramló vízből különféle szerves és szerves anyagokat adszorbeálnak, amelyek tovább erősítik a biofilm háromdimenziójú struktúráját.

A baktériumok szaporodásához a csővezeték belső felületén kialakuló biofilm ideális környezetet szolgáltat. A baktériumok szaporodását befolyásoló főbb tényezők:

- a víz hőmérséklete;
- a víz pH-ja;
- a fertőtlenítőszer koncentrációja;
- a biológiai lebontható, oldott szerves szén (BDOC) koncentrációja;
- a cső kémiai összetétele: az ivóvízzel kontaktusban lévő egyes anyagokból biológiai lebontható vegyületek szabadulnak fel, amelyek az ivóvízbe kerülnek, illetve a biofilmképződést is serkentetik;
- a csőfal morfológiai sajátosságai, így annak érdessége, stabilitása (például a korrodált vascsövek a baktériumok számára rögzülési helyeket biztosítanak).

A biofilm dinamikus rendszer, folyamatos megkötődés, érés, leválás és elhalás jellemzi. Az EPS-mátrixba beágyazódott mikrobák a fertőtlenítőszerrel szemben ellenállóak, így előfordulhat, hogy a vízelosztó rendszerben a megnövelt fertőtlenítőszer-koncentráció a tisztítótelepen való fertőtlenítésnél kevésbé hatékony a mikroorganizmusok szaporodásának gátlására. Bizonyos fertőtlenítőszer reakcióba lépnek a biofilm anyagával, és elfogynak, mire a biofilmben található élő mikroorganizmusok közelébe jutnának, másrészt a biofilmben élő baktériumok populációi ellenállóbbá válnak a fertőtlenítőszerrel szemben.

- A hálózatban kialakuló biofilmnek közvetett kellemetlen hatásai is vannak a szolgáltatott ivóvíz minőségére: elősegíti a patogén mikroorganizmusok megjelenését a hálózatban;
- a tápláléklánc „kiindulópontjaként” a magasabb rendű (akár már szabad szemmel is látható) szervezetek szaporodását elősegíti (például férgek);
- a biofilm mikrobiális tevékenysége a vezetékek korrózióját okozhatja;
- az időszakosan leszakadó biofilm jelentősen növeli a víz zavarosságát;
- a nitrifikáló mikroorganizmusok megjelenésével nitrit halmozódhat fel a szállított ivóvízben;
- bizonyos baktériumpopulációk kellemetlen íz- és szagvegyületeket produkálnak.

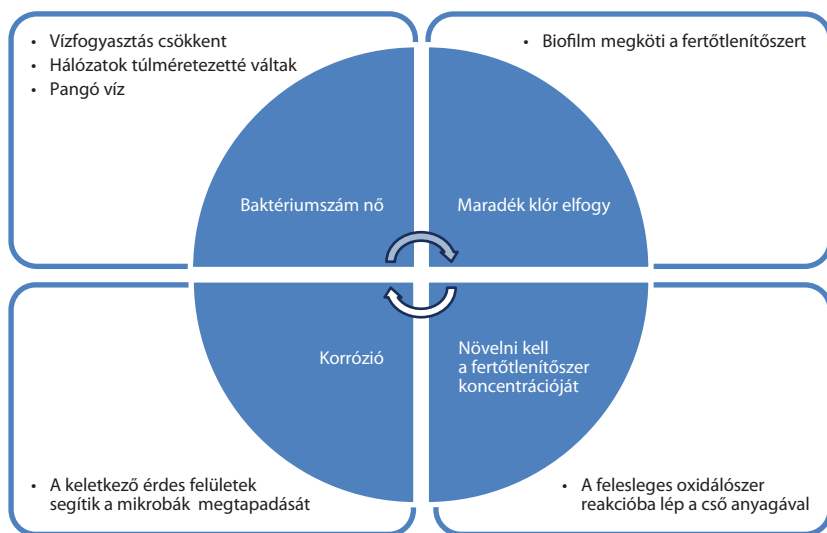
A víz ózonos oxidációja során képződő kis molekulájú szerves anyagok biológiailag könnyen lebonthatók, így előfordulásuk segíti a biofilm létrejöttét a vízelosztó rendszerben. A klórral és ultraibolya (UV-) sugárzással történő fertőtlenítések is oxidatív folyamatok, amelyek szintén fokozzák a könnyen felvehető szerves anyagok képződését, így nagy kiindulási szervesanyag-tartalom esetén hozzájárulnak a biofilm kialakulásához.

4.3.2. Biokorrózió a vízelosztó hálózatban

A vízvezetékben kétféle korróziós folyamat van jelen: a kémiai korrózió és a mikrobiológiai korrózió. A kémiai korróziót a különféle fertőtlenítőszer oxidáló hatása, alacsony pH-érték (például nitrifikáló baktériumok, savtermelő baktériumok, gombák tevékenysége pH-csökkenést eredményez), magas agresszív szén-dioxid-tartalom, illetve magas oldottoxigén-tartalom okozhatja. A biofilmben előforduló mikroorganizmusok okozzák a biológiai korróziót. A két típusú korróziós folyamat és kezelésük szoros összefüggésben van.

A csökkent vízfogyasztás, a megnövekedett tartózkodási idő a maradék fertőtlenítőszer-koncentráció fogyáshoz vezet, aminek következtében a vezetékekben a mikrobiológiai korróziós folyamatok túlsúlyba juthatnak. A hálózatban a maradék klórkoncentráció magasabb koncentrációja megakadályozza a baktériumok szaporodását, ugyanakkor a klór a vasat közvetlenül oxidálhatja (4.1. ábra).

Az ivóvízvezetékek mikrobiológiai korróziójához leginkább a vas, valamint az elemi kén és különböző oxidációs formáit hasznosító baktériumok járulnak hozzá. Mindkét csoportba tartoznak oxidáló és redukáló mikroorganizmusok. A *Gallionella* vasoxidáló baktérium a redukált állapotú vasat (Fe^{2+}) oxidálja (Fe^{3+}) oldhatatlan csapadékot képezve, míg a *Leptothrix* a ferri vas (Fe^{3+}) redukcióját végzi. A kénoxidálók például *Thiobacillus*, *Beggiatoa* az elemi ként és egyéb redukált kénformákat oxidálnak, amelynek eredményeként korrozív szulfát ($\text{S}^{2-} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-}$), illetve kénsav ($\text{H}_2\text{S} + \text{O}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{SO}_4$) keletkezik, ezáltal csökken a környezet pH-ja. A kén- és szulfátredukáló baktériumok szervesanyag-oxidálás mellett kén-hidrogént hoznak létre (kénből, szulfátból, szulfidból vagy tioszulfátból), ami nagyon kellemetlen szagú, igen korrozív gáz, vassal nehezen oldódó, sötét színű csapadékot képez (FeS).



4.1. ábra: A vízhálózatban kialakuló biokorrózió kapcsolatrendszere (a szerző szerkesztése)

4.4. Patogének a vízelosztó hálózatban

A fertőtlenítés elsődleges célja a patogén szervezetek eltávolítása, a biofilm kialakulásának megakadályozása, illetve kordában tartása, ami nemcsak a patogének túlélését, esetleges szaporodását teszi lehetővé, hanem korróziót is okozhat. A szigorú fertőtlenítési előírások betartása ellenére sem mentes az ivóvíz a mikroorganizmusoktól, az ivóvíz nem steril. A sterilitás nem is lehet reális cél, de a potenciálisan betegséget okozó mikroorganizmusok rendszerbe kerülésének megakadályozása az egyik legfontosabb cél kell, hogy legyen az ivóvíz-szolgáltatók számára. Az ivóvízből számos különböző mikroorganizmust, vírust, baktériumot, egysejtű eukariótákat, férgekkel izoláltak. Azokat a mikroorganizmusokat, amelyek a szervezetbe jutva betegséget okoznak, patogéneknek nevezzük, például *Escherichia coli*, *Campylobacter*, *Salmonella*. Egyes mikroorganizmusok az egészséges emberre ártalmatlanok, de gyermekeket, a legyengült időseket, illetve a gyengébb immunrendszerű embereket megbetegítik, ezeket oportunistáknak nevezik, ilyen például a tüdőgyulladást okozó *Legionella pneumophila* és *Pseudomonas aeruginosa*.

A baktériumok alkotják a biofilmtársulás zömét. A jelenlegi szabvány szerinti mérések során a biomassza mennyiségének és összetételének meghatározására heterotróf csíraszám meghatározást (heterotroph plate count – HPC) alkalmazunk, amely az aerob és fakultatívan anaerob, baktériumokat képes kimutatni. Ezek a mikrobák a szén és az energiát szerves vegyületekből nyerik (heterotrófok). Származásuk és az általuk okozott közegészségügyi kockázat szintje tulajdonképpen ismeretlen. Az ivóvíz biológiai minőségvizsgálata során elsősorban az összes coliform baktérium mennyiségét mérjük. A coliformok heterotróf baktériumok, amelyek rendszerint nagy tömegben vannak jelen emberi és/vagy állati fekáliával szennyezett vizekben, de fekáliamentes környezetben (mint a víz, talaj és növénytakaró) is megtalálhatóak. Többségük betegséget nem okoz. A coliformok az ivóvíz minőségének elsődleges mikrobiológiai indikátorai: az összes coliform csíraszám a vizsgált víz higiéniai állapotáról ad általános információt.

A *fekális coliformok* az összes coliformok alcsoportját képezik, elsősorban melegvérű állatok és az ember bélcsatornájában találhatóak meg, ezért a fekális szennyeződés pontosabb indikátorának számítanak, mint az összes coliform csíraszám. Az uralkodó fekális coliform az *Escherichia coli* (*E. coli*). Az *E. coli* a vízi környezetben rendszerint rövid ideig képes a túlélésre, jelenléte az ivóvízben friss fekális szennyeződésre utal. A ritkán előforduló fekális coliform fajok (spp.) az elosztórendszerben: *Enterobacter cloacae*, *Klebsiella spp.*, *Citrobacter freundii*, *Enterobacter agglomerans*.

Általánosan feltételezik, hogy az elegendő koncentrációjú maradék fertőtlenítőszer a patogének ellen védelmet nyújt. Ezen megállapítás azonban két tényező miatt meglehetősen bizonytalan: 1. A szesszilis mikrobák a planktonikus formákkal szemben túlélési előnyökkel rendelkeznek, a maradék fertőtlenítőszer ellenére is. 2. A hagyományos tenyésztési módszerek közismerten alulbecsülik a hálózathalálható mikrobák diverzitását, továbbá a célorganizmusok nem vonhatók tenyésztésbe, amikor a vízelosztó rendszer viszonylag kedvezőtlen környezete miatt olyan fiziológiai változásokon (sérülés és éhezés) mennek át, ami gátolja a szaporodásukat, ennek ellenére jelen vannak a rendszerben, így a hagyományos módszerrel szintén alábecsült a számuk.

4.5. A hidrodinamika és a biológiai folyamatok kapcsolata

A vízmozgás jellege nagyban befolyásolja a vízkezelési technológia hatásfokát, illetve a vízszállítás során nemcsak magának az elosztórendszernek az energiaviszonyait határozza meg, hanem az esetlegesen fellépő biológiai aktivitásra is hat. A technológiai lépcsők reaktorokban, medencékben valósulnak meg, ezért ezzel a területtel a műtárgy-hidraulika, míg a vízelosztó rendszer vízmozgásával a hálózathidraulika foglalkozik.

4.5.1. Áramlás a tisztítási technológia műtárgyaiban

A reaktor, amelyben az adott fizikai/kémiai/biológiai folyamat megvalósul, áramlás szempontjából szinte sosem tekinthető ideálisnak, vagyis a legritkább esetben tudjuk biztosítani, hogy minden egyes reaktorelem egyenletes terhelést kapjon, és homogén sebességteret hozzon létre. Gyakran szembesülünk azzal, hogy egyes, a reaktorba belépő vízcsoportok hamarabb távoznak, mint a többi (hidraulikai rövidzárlat), vagy éppen sokkal többet tartózkodik a reaktortéren belül, mint az átlagos tartózkodási idő (pangó térrész, holttér). A hidraulikai rövidzárlaton kijutó fluidum a rövid tartózkodási ideje miatt nem megy teljes körűen keresztül az adott technológiai lépéseken (például részleges kiüledés, részleges flokkuláció vagy fertőtlenítés). A pangó zónákban viszont nagyon gyakran nem kívánatos biológiai folyamatok indulhatnak be, hiszen a hosszú tartózkodási idő miatt a fertőtlenítő hatás megszűnik. Általában a konvektív anyagtranszporttól távol eső térrészekről van szó, azaz az alacsony sebességű zónákban a mikroorganizmus szaporulat növekedése várható.

4.5.2. Az áramlás hatása a vízelosztó hálózathalálható biofilmben

A vízelosztó hálózat egyes nagy vízkorral és kis vízsebességgel rendelkező részein a cső belső falán biofilm jöhet létre. A biofilm vastagságát számos tényező befolyásolja; például a vízse-

besség, nyíróerők, szubsztrát vagy fertőtlenítőszer jelenléte. Permanens biofilmeknél (a biofilm tömege időben állandósult) a biofilm és a főáramlás között dinamikus egyensúly áll be, amelyet a leválási ráta befolyásol. A leválás többfajtaképpen történhet; kismértékű leválás részecskeütkezés (abrázió), folyadékáram nyírásával (erózió), nagymértékű leválás kimosódással vagy predátorok által. A folyadékáram nyírása abból ered, hogy a fal közelében lamináris határreteg alakul ki közel zérus sebességgel, a főáramlás pedig turbulens. A két rész között elhelyezkedő átmeneti rétegben nagy a sebességgradiens. Ebből következik, hogy az itt lévő biofilm rétegeire eltérő erőhatás lép fel, és a külső rétegek leválhatnak. Ha ilyen rendszerben mégis kialakul a biofilm, akkor az áramlásból származó nyíróerő nem tudja leküzdeni a biofilm mátrixának stabilitását. A leválás hidrodinamikai okból akkor lép fel, ha hirtelen sebességváltozás történik a rendszerben, amelyet okozhat hirtelen megnövekedett sebesség, de a folyásirány megváltozása is.

Az áramlási körülmények között a nyírásen kívül a lokális turbulenciát kell még megemlíteni. A biofilm felülete és a turbulens főáramlás között itt is lamináris határreteg képződik (ugyanúgy, mint biofilm nélkül a csőfal és az áramlás között). Ezen határreteg a tápanyagtranszport szempontjából ellenállásként jelentkezik, vagyis minél vastagabb, annál nagyobb hajtóerő tudja a szubsztrátot a biofilmbe juttatni. A főáramlás turbulenciája azonban a határreteg-vastagságot csökkenti, ezáltal az anyagtranszportot támogatja.

Fejezetzáró kérdések

1. Melyek azok a tényezők, amelyek az élőlények előfordulását elsődlegesen befolyásolják a különböző típusú vízbázisoknál?
2. Ismertesse a víztisztítási folyamatok jelentősebb mikrobiológiai folyamatait!
3. Mi a biofilm kialakulásának jelentősége a víztisztítás során?
4. Mely baktériumcsoportot használják az ivóvíz biológiai vízminőségének vizsgálatára?
5. Hogyan hatnak az áramlási viszonyok a biofilm kialakulására?

Ajánlott irodalom

- Ashbolt NJ. Microbial contamination of drinking water and human health from community water systems. Curr Envir Health Rep. 2015 Mar;2(1):95–106. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40572-014-0037-5>
- Barna Zs, Bánfi R, Horváth JK, Kádár M, Szax A, Vargha M. Legionella előfordulása különböző eredetű hálózati vízmintákban. Egészségtudomány. 2011; LV.(2):63–76.
- Barna Zs. Legionella kolonizáció terjedése és diverzitása épített vízrendszerekben. [Doktori értekezés]. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem Környezettudományi Doktori Iskola; 2016.
- Cabral JPS. Water Microbiology. Bacterial Pathogens and Water. Int. J. Environ. Res. Public Health. 2010 Oct; 7(10):3657–3703. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph7103657>
- Hegedűs J. Ivóvízbiológia. Budapest ivó- és iparivíz ellátásával kapcsolatos biológiai tárgyú cikkeinek gyűjteményes kiadása. Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató 6. Budapest: Környezetgazdálkodási Intézet; 1999. 144 p.
- Hegedűs J. Parazitológia az ivóvízellátásban. Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató 9. Budapest: Környezetgazdálkodási Intézet; 2000. 63 p.
- Laky D. Víztisztítás. Budapest: Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem; 2007.

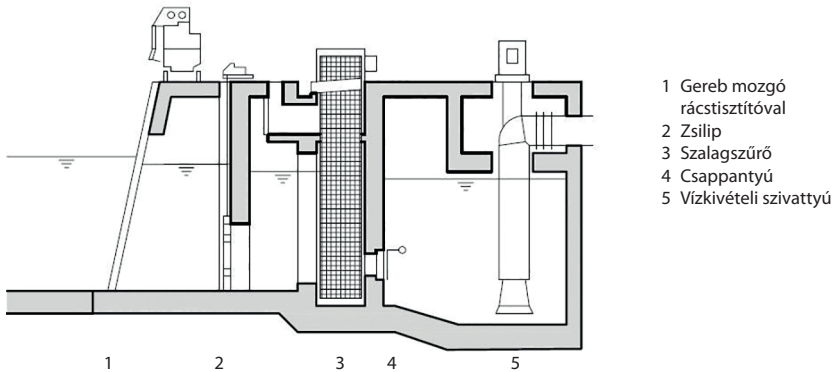
- Mátrai I, Vadkerti E. Tározók ökológiai állapotfelmérése. In: Szilágyi F, Gáspár T, Szigeti E szerkesztők. A Magyar Hidrológiai Társaság által rendezett XXXIII. Országos Vándorgyűlés dolgozatai. Budapest: Magyar Hidrológiai Társaság (MHT); 2015.
- Karches T. Numerikus hidraulikai modellezés a szennyvíztisztítás szolgálatában, MASZESZ HÍRCSATORNA. 2012 január–február: 3–7.
- Némedi L. A mikrobiológiai kockázat jellemzése a vízi környezet és a vízi közművek területein. Budapest: Magyar Víziközmű Szövetség; 2006. 164 p.
- Öllős G. Vízellátás-csatornázás közegészségügyi ismeretei. Budapest: Vízügyi Múzeum, Levéltár és Könyvgyűjtemény; 2001. 755 p.
- Öllős G. Vízminőségváltozás a vízelosztó rendszerben. Budapest: Közlekedési Dokumentációs Kft.; 2008. 358 p.
- Salamon E. Ivóvízhálózatok hidraulikai modellezése, a modellezés határai, Vízmű Panoráma. 2017;25(5): 10–17.
- Sárvári A. Környezetegészségtan. [Internet]. Debrecen: Debreceni Egyetem; 2011. [letöltve 2020. 11. 06] Elérhető: www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0019_1A_Kornyezetegeszsegtan/index.html
- Szilágyi F, Orbán V. szerkesztők. Alkalmazott hidrobiológia. Budapest: Magyar Víziközmű Szövetség; 2007. 624 p.
- Vadkerti E. A szennyezett felszíni víz öntisztulási folyamatai. In: Mátrai I szerkesztő. Vízből. Baja: Eötvös József Főiskola; 2015.
- Vadkerti E. Ivóvízellátó rendszerek biológiája. Baja: Eötvös József Főiskola; 2015.

5. Víz tisztító telepek kialakítása és üzemeltetése

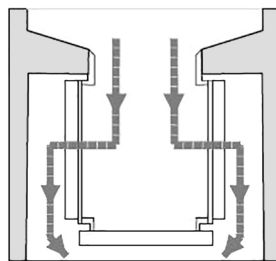
5.1. Vízkivétel, mechanikai előtisztítás, felületi szűrők

5.1.1. Rácsok, gerebek

A felszíni víz kivételi műveknél legalább 50–100 mm pálcaközű gerebek épülnek be, elsősorban az utána következő gépek és berendezések, másodsorban a technológiák védelme érdekében. A nagyobb pálcaközű rácsok inkább a vízfolyásokra telepített vízkivételeknél fordulnak elő, ahol a nagyobb méretű uszadékokat, fadarabokat, összeállt lombanyagokat, kultúrszemetet (műanyag zacskók, dobozok stb.), halakat kell visszatartani. A rácsok függőleges vagy meredek, többnyire 80–85-os hajlású sík rácsablák, amelyeket a vízkivételi szivattyúk számától függően kialakított beömlő nyílások előtt építenek be. A rácsok ma kizárólag gépi tisztításúak. A gerebtisztítók szakaszos üzeműek, adott mennyiségű uszadékanyag összegyűlése után, akár több hetente kell csak elvégezni a rács tisztítását. A rácsszemetet mechanikai úton (például szállítószalag), vagy hidraulikusan (vízárammal) szállítják tárolóba, többnyire konténerbe. A csurgalékvíz visszavezethető a rács elé. A rácsszemetet kommunális hulladéklerakón helyezik el.



5.1. ábra: Vízkivételi mű ráccsal és szalagszűrővel (a szerző szerkesztése [1] alapján)



5.2. ábra: Belülről kifelé szűrő szalagszűrő beépítése (a szerző szerkesztése)

5.1.2. Nyitott és zárt szűrők

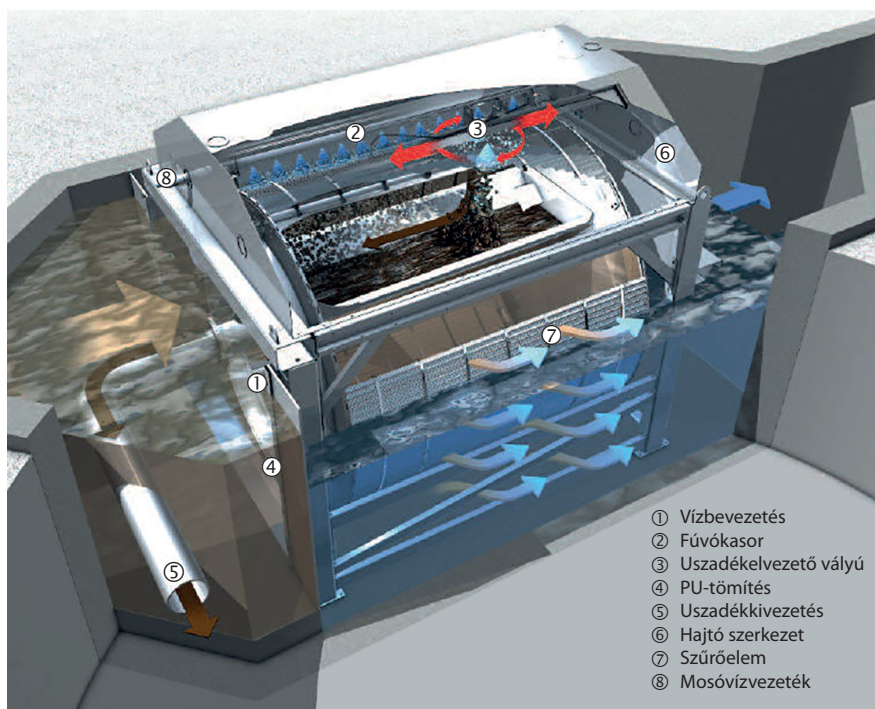
A szűrők műszaki kialakításuk, beépítési módjuk szerint lehetnek szalagszűrők, nyitott gravitációs dobszűrők és zárt, nyomás alatti dobszűrők.

A szalagszűrőket nagy vízszint-ingadozású vízfolyásoknál, a vízkiviteli műveknél építik be. A szalagszűrő egymáshoz csuklósan csatlakozó szűrőszövetes keretből áll. A ma többnyire műanyagból, esetleg korrózióálló acélból, régebben rézből, bronzból készült szűrőszövet 1–3 mm névleges lyukméretű.

A szalagszűrőn visszatartott lebegőanyagokat nagynyomású vízzel fúvókasoros tisztító rendszerrel, vízzel tisztítják. A belülről kifelé szűrő szalag esetében a lemosott szennyeződés a szalag belsejében kialakított vályúba kerül.

A nyitott dobszűrőket medencébe vagy nyílt felszínű csatornába építik be. A szűrés iránya irányulhat kívülről befelé, vagy fordítva. Az 5.3. ábrán a nyersvíz a szűrődob nyitott végén lép be. A szűrőfelületet a dobvázra rögzített szűrőelemek alkotják. A szűrőelemeket szövött hálóból vagy perforált lemezből készítik. Víz tisztításban a szövött hálók közül a 0,5–0,75 m-es névleges méretűeket, perforált lemezeknél az 1–3 mm lyukméretűeket alkalmazzák. A szűrődob tisztítása lehet automatikus, szintkülönbségről vezérelt vagy idővezérelt. A szűrő belső feléről lemosott szennyeződés a felső uszadékelvezető vályúba kerül, ahonnan mosóvízzel elszállítható.

A nyomás alatti dobszűrők a nyomóvezetékbe beépíthetők, felállításuk kevésbé kötött, mint például a szalagszűrők esetében. Konstruktóitól függően függőleges vagy vízszintes tengelyűek.



5.3. ábra: Nyitott, gravitációs dobszűrő elvi működése (Huber katalógus alapján saját szerkesztés)

5.1.3. Üzemeltetés

A rácsok, szűrők üzemeltetése elsősorban gépészeti feladat: a motor, hajtómű rendszeres, illetve időszakos ellenőrzését, karbantartását, a kopó alkatrészek szükség szerinti cseréjét kell elvégezni. A szítafelületek épségét, a tisztító fúvókák működését rendszeresen ellenőrizni kell, szükség szerint tisztításukra, cseréjükre lehet szükség. A szűrőkön évente egyszer nagy karbantartást kell végezni, ehhez a berendezéseket ki kell venni az üzemből, amihez a vízkormányzó szerkezeteket – vízkivételi műveknél többnyire zsilipeket, a szűrőknél többnyire csővezetéki szerelvényeket – kell lezárni, hogy száraz munkatérben lehessen dolgozni, illetve a berendezést le lehessen üríteni.

5.1.4. Mérés és automatika

A berendezések automatikus működéséhez szintérzékelőket, időkapcsolót, nyomás alatti berendezéseknél nyomásmérőt vagy differenciál nyomásmérőt alkalmaznak.

5.2. Gáztalanítás, levegőztetés

A gáztalanítást a vízben oldott gázok – a vízkezelésben legtöbbször a metán, szén-dioxid, hidrogén-szulfid – eltávolítására, illetve határérték alatti csökkentésére alkalmazzák. A gáztalanító tartályon keresztül ellenáramban áramoltatott levegő kihajtja a vízben lévő metánt, egyúttal a vizet oxigénnel telíti. Ennek folyamán megkezdődik a vízben oldott két vegyértékű vas három vegyértékű, vízben nem oldódó vas-hidroxiddá történő oxidációja.

Amennyiben a nyersvíz nem tartalmaz nagy mennyiségű oldott gázokat, viszont oldott vasat igen, akkor a levegőztetés megfelelő technológia lehet a vas eltávolítására. Amennyiben a vas mellett más vegyületet is kell oxidálni (például arzént, mangánt), valamilyen erősebb oxidálószer alkalmazása is javasolt, úgymint klór, ózon, kálium-permanganát.

5.2.1. A gáztalanítók, levegőztetők kialakításának elvei

A levegőztetők kialakításánál és üzemeltetésekor a feladat a víz-levegő határfelület megnövelése, az egyensúlyi parciális gázviszonyok megbontása a vízben lévő gázok kihajtása vagy a levegőben lévő oldott oxigén bevitelének céljából. A vízben oldott gázok eltávolításához a külső légtérben az adott gáz koncentrációját és/vagy parciális nyomását kell csökkenteni. Ennek lehetséges módja, hogy az eltávolítandó gázt más gázzal (sztríp gáz) cseréljük – a vízkezelésben elsősorban levegővel (oxigénnel/nitrogénnel) –, vagy vákuumot létesítünk a parciális nyomás gradiens fenntartásához. A gázcsere hatásosságához mindkét esetben a légtérből eltávolított gázt a gáztalanító légtérből ki kell vezetni.

A gázbevitel negatív hatása is lehet a további technológiai folyamatokra. Példa lehet erre a nyomás alatti levegőztetés során a víz nitrogéngázzal túltelítése, az oxidáció miatti pH-csökkenés, a hidrogén-karbonát disszociációja következtében felszabaduló szénsav keletkezése.

A levegőztetés elvi megoldásai:

- a levegő vízbe juttatása befúvással (diffúz levegőztetés);
- a víz cseppekre bontása a víz levegőbe porlasztásával vagy permeteztetéssel;
- a víz átaramoltatása valamilyen felületen, folyadékfilm kialakításával, csörgedeztetéssel;
- nagyobb víztömeg magasabb szintről alacsonyabb szintre buktatásával, azaz vizesésszerűen.

Az alkalmazott gáztalanítókat többnyire úgy alakítják ki, hogy a fenti hatásmechanizmusok közül több is érvényesüljön, és jó hatásfokú gázmentesítést lehessen elérni.

Nyitott levegőztetésnél a műtárgyban, berendezésben szabad vízfelszín van. A nyitott levegőztetők vagy vasbeton műtárgyak vagy zárt tartályok. A vasbeton műtárgyak épületbe kerülnek, ezáltal a külső környezeti hatásoktól (légszennyezők, fény) jelentősen védetté válik a létesítmény. A zárt gáztalanító tartályok négyszög vagy kör alaprajzúak, amelyek így szintén védettek, és a szabadban is felállíthatók, de ez esetben az üzemeltetési feltételektől függően (például alacsony vízhőmérséklet, hosszabb üzemszünet) szükség lehet a hőszigetelésükre. A víztér feletti légcserét mindkét esetben ventilátorokkal, mesterségesen kell biztosítani. A ventilátorokkal beszívott levegővel a légszennyezők (por, pollen, mikroorganizmusok stb.) bejuthatnak, és a vízzel érintkezve másodlagos szennyeződések forrásaivá válhatnak. Védekezésül a levegő beszívásánál különböző finomságú porszűrőket, pollensűrőket, mikroszűrőket (HEPA-szűrők) lehet és kell alkalmazni.

5.2.2. Légbefúvásos levegőztetők

Diffúz levegőztetéshez a levegőztető medencében sekély mélységben vannak a levegőztető elemek, legtöbbször levegőztető panelek. A levegőt olajmentes fúvókkal juttatják a levegőztető panelekhez.

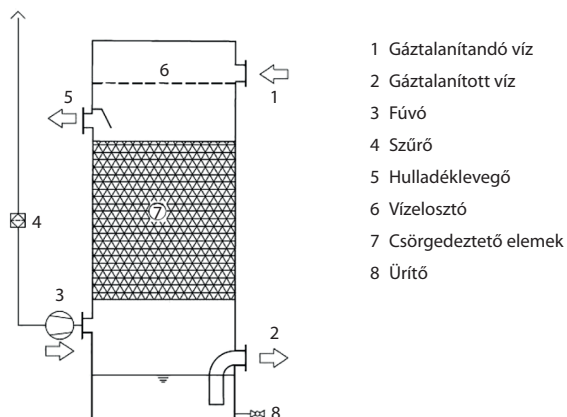
5.2.3. Atmoszférikus gáztalanítók, levegőztetők

Ezen típusoknál a vizet az álló tartály felső részébe vezetik. A bevezetésnél porlasztó fúvókákat vagy más egyszerű cseppekre bontó elemeket (például perforált lemezek, ütköző elemek) építenek be. Ez alatt a tartály nagy részében több szinten perforált lemezeket/tálcákat, csőrácsokat, klaszterezett nagy fajlagos felületű betéteket stb. építenek be, vagy különböző tölteteken (kavics, műanyag stb.) át csörgedezik le a víz. A vízből kiváló gázt a berendezésen átvetett levegővel távolítják el.

A légcseré lehet egyenáramú, ellenáramú vagy keresztáramú.

Egyenáramú légcserénél a felső vízbevezetés alatti nyílás(ok)on lép be a külső térből a levegő. A levegő a vízzel azonos irányban, felülről lefelé halad át a gáztalanítón. Az alsó víztér feletti légtérből szívó ventilátor szívja el a levegőt és a kivált gázokat.

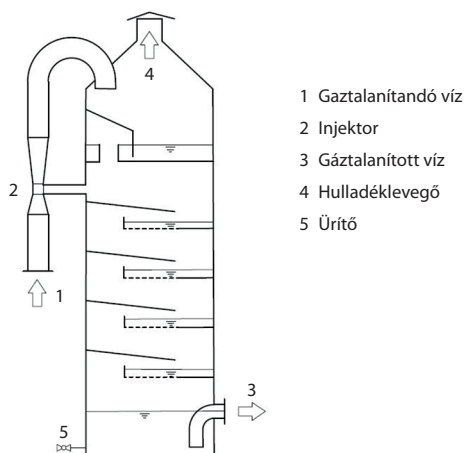
Az ellenáramú levegőztetőknél a víz szintén felső elosztású, de a levegőt vagy az alsó víztér felett nyomja be egy ventilátor, vagy a berendezés felső részéből szívó ventilátorral szívják el azt, illetve a kivált gázt. (5.4. ábra)



5.4. ábra: Ellenáramú gáztalanító (a szerző szerkesztése)

5.2.4. Vákuumos gáztalanítók

A vákuumképzéshez többnyire injektort alkalmaznak. Az 5.5. ábra a metán eltávolítására két-fokozatú gáztalanítót mutat. A tartály felső részébe vezető csőbe épített injektorról alakul ki a második fokozatban a vákuum. A második fokozatban perforált és ütköző lemezek vannak beépítve. A cseppekre bontás és az injektorról létesített vákuum révén kivált gázt az injektor szívja el.



5.5. ábra: Kétlépcsős, vákuumos gáztalanító (a szerző szerkesztése)

Az első fokozatba belépő, ütköző lemezen elterített vízből a szabad gáztartalom nagy része a felső szellőző csövön át távozik. Az első fokozatból a víz a másodikba vízzáron át jut el. A gáztala-

nitó alsó teréből a víz gravitációsan vezethető ki. Az injektor működéséhez szükséges energiát többnyire a gáztalanítóra feladó kútszivattyú biztosítja.

5.2.5. Nyomás alatti levegőztetők

A nyomás alatti levegőztetés során a levegőt a vízbe kompresszor nyomja be, tehát légoxidációs céllal alkalmazzák. A levegő bekeveréséhez, egyenletes elosztásához gyakran légbekeverő idomot, ejektort, statikus keverőt alkalmaznak. A nyomás alatti oxidálás után a fölös levegőt a szűrőre vezetés előtt ki kell választani. Ehhez a fellevegőztetett vizet légtelenítővel ellátott nyomás alatti pihentető tartályon szokták átvezetni.

5.2.6. A gáztalanítók, levegőztetők üzemeltetése, üzemellenőrzése

Magyarországon a gáztalanítókat leggyakrabban a metán eltávolítására alkalmazzák. Gázmentesnek akkor tekinthető a víz, ha a metán tartalma $0,8 \text{ NI/m}^3$ alatt van ('A' gázveszélyességi kategória). $0,8\text{--}10 \text{ NI/m}^3$ gáztartalom ('B' gázveszélyességi kategória) esetén a vízellátó rendszer megfelelő üzemeltetési módszerekkel, biztonsági intézkedések betartásával is üzemeltethető. 10 NI/m^3 gáztartalom felett ('C' gázveszélyességi kategória) a víz gázosnak tekinthető. A gáz-víz viszony vizsgálatát a gázveszélyességi kategóriától függő gyakorisággal (2–5 év) kell az üzemeltetőnek ellenőriztetnie.

A nyitott levegőztetők és gáztalanító esetén előfordulhat a berendezés elszennyeződése, a berendezés alján lebegőanyagok ülepedhetnek ki (például vas-, mangáncsapadékból), és a belső felületeken mikrobiális tevékenység indulhat be. A berendezést legalább évente egyszer le kell üríteni, és fertőtleníteni. Levegőszűrő alkalmazása esetén a betét rendszeresen cserélendő.

A nyitott levegőztetők legfontosabb üzemi paraméterei:

- a felületi terhelés ($\text{m}^3/\text{h} \cdot \text{m}^2$), gáztalanítás esetén a nyersvíz és a gáztalanított víz gáztartalma (gáz-víz viszony), levegőztetési savtalanításnál a nyersvíz és savtalanított víz CO_2 (illetve agresszív CO_2) tartalma, keménysége, pufferkapacitása;
- légoxidációs célú levegőztetésnél a fajlagos levegőbevitel (NI/m^3 víz), illetve a víztérforagra vonatkoztatott relatív mennyisége (%).
- A berendezés működését jellemző gazdaságossági mutatók:
 - a légcserére vagy légbevitelre vonatkoztatott energiafajlagos (Wh/m^3 levegő);
 - a vízteljesítményre vonatkoztatott energiafajlagos (Wh/m^3 víz).

5.3. Ülepítés, derítés

A hordalékos, könnyen ülepíthető lebegőanyagokat szállító vízfolyásokra telepített vízműveknél alkalmazott első műtárgy a homokfogó, illetve ülepítő. Mivel a vízkivétel szivattyús, a homok kifogására zárt nyomás alatti homokfogók alkalmazása gazdaságosabb a nyitott ülepítőkkel szemben, mert ezek valószínűleg problémamentesen a vízkivételi múnél is telepíthetők, és ismételt átemelés nélkül, nyomás alatt szállítható az előtisztított nyersvíz a vízkezelő műbe. Ipari vízkivételnél lehet, hogy, egyes üzemi célokra, az ülepített felszíni víz is kielégítő minőségű, és további vízkezelésre nincs szükség.

5.3.1. Derítők

A derítés tágabb értelemben az alábbi technológiai egységek egymás utáni alkalmazását jelenti: (1) a derítőszerkezet gyors bekeverése, (2) pelyhesítés, (3) ülepítés, amelyet többnyire a derített vízzel elvezetett maradék lebegőanyag eltávolításához szűrés egészít ki.

A derítési technológiát műszakilag kétféle módon lehet megoldani: (1) az egyes technológiai lépcsőkhöz külön műtárgyak készülnek, amelyek akár blokkosított formában is összeépíthetők, vagy (2) kompakt technológiai egységet – többnyire a gyors vegyszerbekeverést, a pelyhesítést és az ülepítést – magában foglaló nagyműtárgyat építenek.

5.3.2. Gyors vegyszerbekeverők

A gyors vegyszerbekeverés módszerei: mechanikai keverés; egyszerű hidraulikus bekeverő; csővezetékbe épített statikus keverő; csővezetékbe injektálás.

A mechanikai keverők két alaptípusát használják. (1) A bekeverő tartályba függőleges tengelyű lapátos keverőt építenek be. A víztömeg forgásának megakadályozásához a tartályfalhoz vagy annak közelében álló lapátokat építenek be. (2) A bekeverő tartályba koncentrikus elhelyezésű válaszfal, a belső térbe függőleges tengelyű propellerkeverő kerül. Műszakilag egyszerű megoldás a hidraulikus bekeveréshez a horizontális átfolyású, válaszfalakkal kialakított labirint medence. Gépi berendezés beépítésére nincs szükség, de a műtárgyban a derítőszerkezet jó elkeveredéséhez nagy áramlási sebességet kell fenntartani, az energiabevitel üzemi változtatására alig van lehetőség. Alkalmazása nagy vízműveknél jöhet szóba.

A csővezetékbe épített statikus keverőknél a többnyire egyenes keverőcsőbe ferdén beépített síklapok vagy íves elemekkel érhető el a keverő hatás.

A vegyszer beinjektálásához egyszerűen egy csőcsonkon át adagoló szivattyúval adagolják be a vegyszert, és adott csőhosszon a turbulens áramlás biztosítja a vegyszer vízáramba diszpergálását. Másik megoldás, hogy a csőbe a vízárammal egyező vagy ellenkező irányába fordított fűvőkán keresztül adagolják be a vegyszert.

5.3.3. Flokkulátorok

A flokkulátorok vagy pelyhesítők célja a mikropelyhekből jól ülepíthető (vagy szűrhető) makropelyhek kialakulásának elősegítése. A jó pehelyszerkezet kialakulásához kellő tartózkodási időre és keverési energia bevitelére van szükség. A tartózkodási idő legalább 30 perc. A megfelelő energiadiSSIPációhoz (G-érték) különböző kialakítású (vízszintes, függőleges tengelyű stb.) keverőket alkalmaznak. A megfelelő fordulatszám biztosításához a keverők hajtóművesek, amivel a pelyhesítéshez bevitt teljesítmény változtatásával az üzemeltetés szempontjából fontosnak tekintett G-érték is optimalizálható.

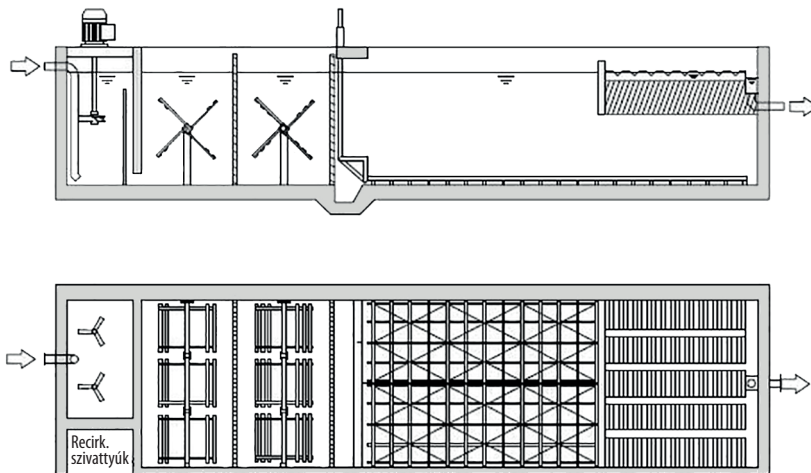
5.3.4. Ülepítők

A víztisztításban alkalmazott ülepítők többnyire hosszanti átfolyású, téglalap alaprajzú műtárgyak, és a derítési folyamat részeként alkalmazzák őket. A pelyhesített nyersvizet a műtárgy

rövidebb oldalán vezetik be, a derített vizet a másik rövidebb oldalon vezetik el. A bevezetésénél biztosítani kell a nyersvíz egyenletes elosztását, az áramlási sebesség csökkentését és a bevezetett víz energiájának jelentős mértékű disszipálódását. Ezért a műtárgy elején kialakított bevezető csatornán különböző bevezetési módokat (energiatörő rács, perforált fal, Stengel-fejes vízbevezetés stb.) alkalmaznak (5.6. ábra).

A derített víz elvezetésére többnyire Thomson-bukókkal kialakított vízelvezető vályúkat helyeznek el. A bukóvályú hosszát a bukóélterhelés csökkentése érdekében gyakran több sorban vagy a műtárgyvégén lévő vályúba kötött, a műtárgy hossz tengelyével párhuzamos vályúk beépítésével növelik meg. A bukóél hosszának növelése nem csak a bukóél terhelését, de a víz feláramlási sebességét is csökkenti.

A fenékre kiüledett iszapot végtelen láncos vagy kotrókocsival vontatott, a fenéken gördülő kotrólapok tolják a műtárgy elején kialakított iszapzsompba. Az iszapzsompból szivattyúsan elvett iszapot részben recirkuláltatják a flokkulátor egységbe, részben pedig az iszapkezelő rendszerre vezetik.



5.6. ábra: Blokkosított vegyszerbekeverő, pelyhesítő, hosszanti átfolyású ülepítő [1]

A kotrókocsi lehet gumikerekes, amikor a műtárgy hosszanti falain kialakított sík járófelületen gördül végig. Másik gyakran alkalmazott megoldás, hogy a kotrókocsi a műtárgyfalra rögzített síneken, kényszerpályán mozog.

5.3.5. Intenzifikált lemezes ülepítők

A lemezes és csőköteges ülepítőket kis mélységű ülepítőkként alakítják ki, vagy a nagy mélységű ülepítőkhöz is beépíthetők az ülepítő betétek.

Ezekbe az ülepítőkhöz meghatározott távolsággal elrendezett lemezbetéteket vagy többnyire műanyagból gyártott, különböző geometriájú csőkötegeket építenek be. A lemezek és csövek dőlésszöge, hossza, a határoló felületek távolsága és hidraulikai sugara változó, és az adott célnak megfelelően választandó ki. Az áramlás a lemezek között, illetve a csövekben felfelé irányul,

és felül lép ki. A lemezek között, illetve a csövekben kiüledő anyagok ellenáramban, gravitációsan lecsúsznak a lemezek alatti iszapterbe.

Az ülepítő betétek öntisztulásához a dőlésszög rendszerint 45° és 60° között változik.

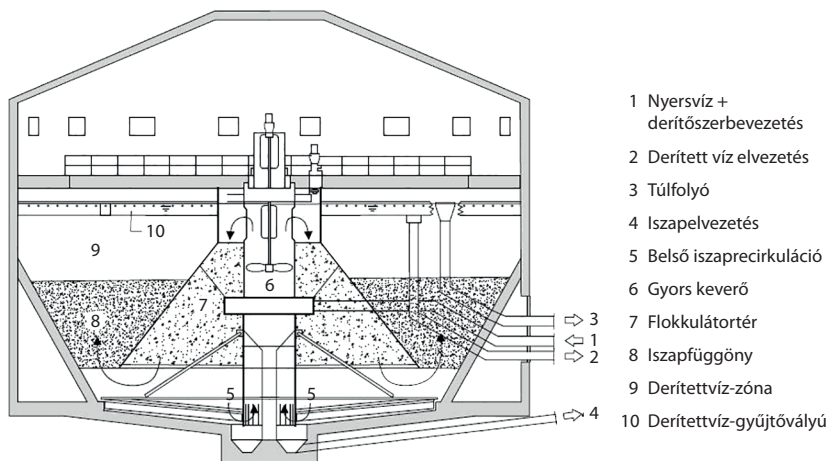
A lemez- illetve csőmodulokat többnyire körülbelül 70 cm-es magassággal és változó alaprajzi méretekkel gyártják le. A modulokat a műtárgyba beszerelt tartószerkezetre helyezik el a körülbelül 70 cm mély tisztavíz zóna alatt.

5.3.6. Kompakt derítők

Egyes kör alaprajzú derítő műtárgyakat úgy alakítanak ki, hogy azok magukban foglalják a gyors vegyszerbekeverőt, a flokkulátorteret és az ülepítő teret is. Ezeket a műtárgytípusokat ellenáramú lebegő iszapfüggönyös derítőknek is nevezik (5.7. ábra).

A derítőszerkeket a vízbevezető csőbe adagolják. A mikropelyhek kialakításához szükséges keverés a flokkulátortér közepén kialakított függőleges hengeres térben megy végbe. Innen a vegyszerezett víz felül kilép a flokkulátortérbe. A külső flokkulátortérben alakulhatnak ki a makropelyhek. A flokkulátortér alján lép ki a pelyhesített víz az ülepítő térbe, ahol felfelé áramolva lebegő iszapfüggöny alakul ki, elősegítve egyrészt a pelyhek méretének növekedését, másrészt szerkezetének javulását, miközben a pehelykiüledés is végbemegy. A feláramló víz átkerül a derített víz zónába, ahonnan az ülepítő tér felső részén sugár irányban és/vagy koncentrikus körökben elhelyezett vízelvezető vályúkba jut, és derített vízként kivezetik a műtárgyból.

A műtárgy fenékre kiüledő iszapot iszapkotró juttatja a középső iszapzsompba.



5.7. ábra: Ellenáramú iszapfüggönyös derítő (a szerző szerkesztése)

Ismertek még más derítő konstrukciók is – egyenáramú derítők, Actiflow, Pulsator stb. –, ezeket itt hely hiányában nem tudjuk tárgyalni.

5.3.7. Derítők üzemeltetése

A koagulációt és flokkulációt nagymértékben befolyásolja a nyersvíz zavarossága, a derítőszer típusa és adagolási mennyisége, a víz pH-ja. A derítőszer beadagolása a nyersvízterheléssel, illetve zavarosságával legyen arányos. A mechanikai keverés a fordulatszám-szabályozós lapátos flokkulátoroknál jól alkalmazkodhat a változó nyersvízoldali paraméterekhez.

Az optimális vegyszeradagolás kezdeti beállításához elterjedten alkalmazzák a poharas kísérleteket (JAR-teszt). A kísérleti eredmények értékelése részben vizuális, másrészt műszeres, és a derítőszer típusának, adagolási mennyiségének kipróbálásához jól alkalmazható. A próbaüzem alatt az optimális üzemi paraméterek (például G-érték) tovább finomíthatók.

Az alumínium-szulfát pelyhesedése 5,5–6,5 közötti pH mellett a legkedvezőbb. A lágy vizek esetében a mész, nátrium-hidroxid vagy szóda adagolására lehet szükség. A pH-t a pelyhesítőszer(ek) bekeverése után kell beállítani.

A derítők üzemellenőrzéséhez legalább a következő paraméterek mérésére van szükség:

- a nyersvíz és az iszapelvtétel, illetve recirkuláció esetén a recirkuláció hozama;
- a nyersvíz zavarossága;
- a derített víz zavarossága;

Ezeket a paramétereket online módon célszerű mérni. Offline módon lehet mérni:

- adott esetben a recirkulációs iszap hozamát és koncentrációját;
- a nyersvíz és derítőben lévő víz hőmérsékletét;
- és a pH-t.

A derítés hatékonyságát a megfelelően pelyhesített nyersvíz alapozza meg. A pelyhelyülepedés vizsgálata elsősorban szemrevételezéssel történik a derített víz zóna mélységének és a lebegő iszapfüggöny helyzetének megfigyelésével.

A jó iszapülepedés eléréséhez megfelelő derítőszer adagra, a derítőszer(ek) (alap- és segéd-derítőszer) optimális kiválasztására, a pelyhesedési folyamatok közben tartására van szükség. A derített víz zavarosságának romlása esetén az okot vagy okokat szisztematikusan, a szokásos mérési adatok elemzésével, esetleg további paraméterek (például nyersvíz zavarossága, abszorbanciája stb.) mérésével kell kideríteni, és ezek alapján kell a derítő normál működését helyreállítani.

Ha a derítés, illetve koaguláció a szerves anyagok eltávolítására (is) irányul, az üzemellenőrzés során releváns paraméter például a TOC. Ez esetben a víz lúgossága is – ami a TOC-eltávolítást is lényegesen befolyásolja [3] – vizsgálandó paraméter.

5.4. Lassú szűrés

Az első lassúszűrők csaknem kétszáz évvel ezelőtt épültek. Technológiai szempontból a lassú szűréssel a természetben szemcsés közegen át történő szűrést utánozták le. A szűrési sebesség ennek megfelelően <0,5 m/h. A szűrőanyag homok, finomhomok, amelyek alkalmasak a finom lebegőanyagok kiszűrésére, sőt a szűrés a kor technikai színvonalának megfelelően a közegészségügyi biztonságot is jelentősen növelte, bár abban az időben ezt legfeljebb tapasztalati úton észlelték, mivel a mikroorganizmusok fogalma sem létezett, miként kimutatásukra sem voltak eszközök, módszerek.

A kis szűrési sebesség miatt a lassúszűrők létesítésére nagy területet kellett igénybe venni. Ennek ellenére a lassúszűrők kifejezetten a nagyváros vízkezelő létesítményei lettek, aminek oka a szimpla műtárgykialakítás és a szűrők kézi üzemeltetésének egyszerűsége. Mára ezek

az előnyök eltűntek, a földárak miatt a beruházást versenyképtelenné teszik, a szűrők üzemeltetéséhez már ötven-száz évvel ezelőtt is gépeket kellett alkalmazni. Továbbá egyéb vízkezelési technológiákkal kisebb kubatúrákban lehet hasonló vagy jobb hatásfokú technológiákat megvalósítani.

A lassúszűrők nagy alapterületű, általában nyitott szűrőegységek. A szűrőréteg vastagsága, 8–1,2 m közötti, felette a vízborítás 0,5–0,8 m körüli. A szűrt vizet a homokréteg alatt homokkavics rétegbe fektetett drénvezeték-hálózat gyűjti össze. A szűrt víz kivezetésénél az állandó vízborítást vízszinttartó állványcsővel szokták megoldani.

A homokréteg felső néhány centiméter vastagságú rétegében nemcsak a konvencionális fizikai szűrési mechanizmusok érvényesülnek, de a hőmérsékleti és fényviszonyoktól nagymértékben függő komplex kémiai-biokémiai folyamatok is lezajlanak. A sajátos működési mód miatt a szűrőkre csak alacsony lebegőanyag-tartalmú víz kerülhet. A maguk idejében a lassúszűrőket felszíni vízkivételek mellé telepítették, és a lassúszűrőre vezetés előtt ülepítő (föld)medencéken vezették át a nyersvizet.

A felső néhány cm vastag réteg eltömődésekor, a szűrletminőség leromlásakor a homokréteg tetejét vékonyan lesarabolták. A sarabolást többször meg lehetett ismételni. Az üzemeltetőknek a külső természeti körülmények változása mellett a sarabolások, valamint az eredeti rétegvastagság visszaállításának időzítésével kellett a szűrőben lezajló sajátos bedolgozási folyamatoknak kellő időt hagyni.

5.5. Gyorsszűrők (térfogati szűrők)

A víztisztításban alkalmazott szűrőknél a szürendő víz lefelé áramlik át a tölteten. A kiszűrt lebegőanyagok miatt a szűrő eltömődése fokozatosan bekövetkezik, amitől egyrészt a szűrő hidraulikai ellenállása növekszik, másrészt a lebegőanyag egy része már megjelenhet a szűrletben. Ez utóbbit nevezzük szűrőáttörésnek. A szűrt víz minőségének leromlásakor, illetve a szűrőellenállás túlzott mértékét elérve a szűrőt vissza kell öblíteni. A szűrőüzemnek két fázisa tehát: a szűrési és az öblítési. Az öblítési fázis a víztisztításban alkalmazott szűrőknél időben elkülönül (szemben például a szennyvíztisztításban alkalmazott folyamatos üzemű szűrőktől), azaz a visszaöblítés időtartamára a szűrést le kell állítani. A szűrési és öblítési fázist együttesen szűrési ciklusnak nevezzük.

A gyorsszűrők szerkezeti kialakításuk alapján lehetnek (1) zárt, illetve nyomás alatti gyorsszűrők, amelyeken a víz részben a gravitáció, részben a csővezetéken betáplált víz nyomásának hatására jut át; (2) nyitott gyorsszűrő, amelynek működését a gravitáció biztosítja.

A szűrőágy felépítése alapján egy- és többrétegű szűrőket különböztethetünk meg.

A szűrők üzem módja szerint beszélhetünk egy- és többlépcsős szűrésről.

5.5.1. Szűrőanyagok

Szűrőanyagként leggyakrabban osztályozott, inert szemcsés anyagokat alkalmaznak a vízkezelésben: homokot, kavicsot, hidroantracitot.

A szűrőanyagok másik csoportja a katalitikus hatású, vagy kémiaiilag aktív anyagok, amelyek közül a leggyakrabban alkalmazott anyagok: fermágó, márvány, magnezit, aktív szén, Klino-mangán, GEH, Birm, mangánzőldhomok, Pyrolox stb.

A szűrőanyagok fontos jellemzője a szemcseméret, illetve a szemeloszlás. A szűrőanyag beépítése előtt vizsgálandó a szűrőanyag egyenlőtlenégi együtthatója, amely ne legyen 1,5-nél nagyobb!

5.5.2. A gyorszűrők üzemi jellemzői

A szűrési sebesség szokásos értékei:

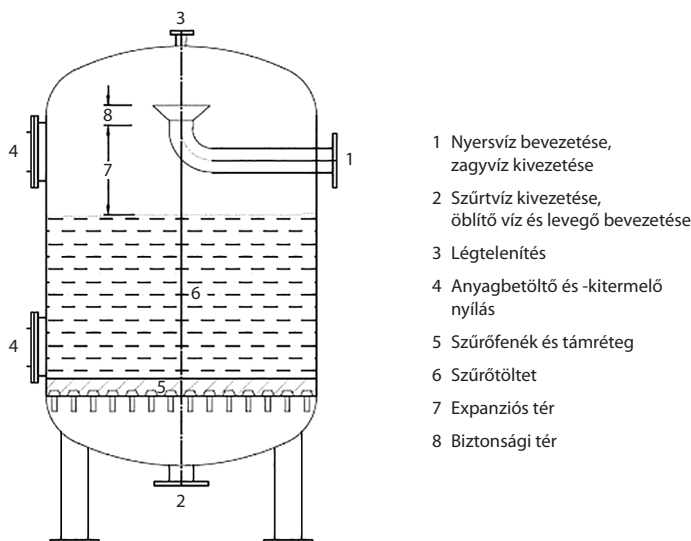
- gravitációs szűrőknél $v_{sz} = 4\text{--}6 \text{ m/h}$
- nyomás alatti szűrőknél $v_{sz} = 8\text{--}12 \text{ m/h}$

Megjegyezzük, hogy vas-, mangántalanítás esetében inkább az alsó szűrési sebesség a kívánatos. Ugyanakkor fürdők vízforgató rendszereinél alkalmazott gyorszűrőknél a felső, esetleg annál némileg nagyobb szűrési sebesség is elfogadható. Nagy teljesítményű szűrés esetén, ha a szűrlet lebegőanyag-minőségével szemben nincsenek magas követelmények, illetve a szűrőre vezetett nyersvíz lebegőanyag-tartalma lehetővé teszi, alkalmazható az ultragyors szűrési tartomány is 20–50 m/h értékek között.

Az elméleti tartózkodási időnek inkább az adszorpciós szűrők, koagulációs szűrők esetében van jelentősége, ahol a kontaktidő fontos üzemi paraméter. Megjegyezzük, hogy koagulációs szűrő esetén a szűrőréteg feletti víztérben való tartózkodási idő is beszámítható a tartózkodási időbe.

5.5.3. Nyomás alatti zárt szűrők

A zárt nyomás alatti szűrők közül a nagy méretűek szénacélból, a kisebb méretűek polietilénből, polipropilénből vagy rozsdamentes acélból készülnek. Gyorszűrők kialakítására, szerelvényezésére példát az 5.8.–5.9. ábrák mutatnak. A szűrők üzemeltetéséhez szükséges egyéb csatlakozásokat (első szűrlet vétel, mintavétel stb.) a vezetékeken szokták kialakítani.



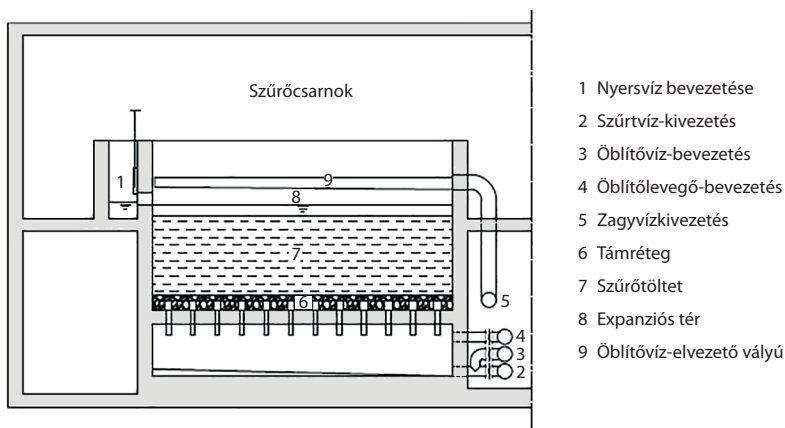
5.8. ábra: Egyrétegű, nyomás alatti gyorszűrő (a szerző szerkesztése)

Kisebb átmérőjű szűrőknél elkerülhető a szűrőfenék beépítése, ekkor viszont karos vagy ágas kialakítású szűrőcsöveket alkalmaznak a szűrt víz összegyűjtésére.

A szűrők működtetéséhez szükséges további berendezések, műtárgyak: nyersvízfeladó szivattyú(k), öblítővíz-szivattyú, öblítőlevegő-fúvó, szűrletváltató, amely többnyire az öblítő-víz-tároló is.

5.5.4. Nyitott gyorsszűrők

A nyitott szűrők vasbeton műtárgyak, amelyek állandó vagy változó szintűek. Állandó szintű szűrők esetében a szűrő üzeme alatti ellenállás-növekedést a szűrő utáni ellenállás (többnyire szelep) csökkentésével kell kompenzálni. Változó szintű szűrők esetében az ellenállás-növekedés miatt a szűrő feletti vízszint emelkedik. Mivel az emelkedő vízszint miatt magasabb szűrőt kell építeni, inkább az állandó szintű szűrők terjedtek el. Szerkezetileg a szűrők vasbeton műtárgyak, amelyeket a vízminőség védelme érdekében, és egyéb szerkezeti előnyök (csőpince, kezelőtér stb. kialakítása) miatt mindig épületben helyeznek el. A víz be- és az öblítővíz elvezetésére többnyire nyílt csatorna szolgál. A szűrőfenék vasbeton, amelybe nagy méretű szűrőfejeket építenek be, vagy a fenéken speciális drénelemeket helyeznek el. A szűrőfenék alól csővezetékekkel vezetik el a szűrt vizet, illetve csővezetékén táplálják be az öblítővizet, illetve öblítőlevegőt.



5.12. ábra: Nyitott gyorsszűrő (a szerző szerkesztése)

5.5.5. Koagulációs szűrők

Koagulációs szűrésnél a pelyhesítés után – az ülepitési fázist kihagyva – a vizet közvetlenül a gyorsszűrőre vezetjük. A szűrő előtti vegyszer közvetlenül a csővezetékbe adagolható. A vegyszerbekeverést követően nem alkalmaznak dedikált pelyhesítőt, flokkulátort, a pelyhesedés a csővezetékben, illetve a szűrőközegben megy végbe. A koagulációs (direkt) szűréssel kis lebegőanyag-tartalmú nyersvizek esetében jó tisztítási hatások érhető el, nagy lebegőanyag-tartalmú vizek esetén a gyorsszűrő eltömődés miatt a szűrtvíz-kihozatal kedvezőtlenül alakulhat. Derítőszerként elsősorban a segédderítőszeres jönnek szóba. Koagulációs szűrőként gyakran

többrétegű szűrő alkalmazandó, ahol a felső réteg durva szemcséjű, az alatta lévő réteg pedig finom szemcséjű. Ennél a szűrési technológiánál különösen fontos a hatékony öblítés, ezért a vízöblítés mellett légöblítést is beterveznek.

5.5.6. Adszorpciós szűrés, GAC- (*Granulated Activated Carbon*) szűrés

A granulált aktív szenet íz- és szagrontó anyagok, fertőtlenítési melléktermékek eltávolításra gyorszűrőkben alkalmazzuk, ahol nem a szűrési sebesség lesz a döntő, hanem a tartózkodási idő. A szűrőanyag adszorpciós tulajdonságainak megőrzése érdekében a szűrő lebegőanyagokkal nem terhelhető, ezért előtte külön szűrő fokozatot alkalmaznak a lebegőanyagok eltávolításához.

Szerkezetileg a szűrők kialakítása megegyezik a szokásos szűrő konstrukciókkal, de visszaöblítéskor a gyorszűrőknél szokásosan alkalmazotthoz képest kisebb öblítési sebesség alkalmazható, aminek célja nem a kimerült aktív szén adszorpciós képességének helyreállítása, hanem a szűrőanyag fellazítása, a bejutó kisebb mennyiségű lebegőanyag kiöblítése. Az aktívszén-szűrők egyrétegű szűrők. Az aktívszén-adszorberek soros kapcsolásával az aktívszén-szűrő adszorpciós kapacitása jobban kihasználható, jobb minőségű víz nyerhető. Ez esetben a szűrletminőség romlásakor az első szűrőben cserélik ki a töltetet, és a két szűrő fordított sorrendben üzemel tovább.

Az aktív szenet kimerülésekor ki kell cserélni. A kimerült aktív szén égetéssel megsemmisíthető. A granulált aktívszén regenerálható, de ez anyagvesztéssel jár, a regenerált anyag adszorpciós képessége gyengébb lehet. A regenerálás legfeljebb nagy kapacitású vízműveknél lehet gazdaságos.

5.5.7. Szűrők öblítése

A szűrők eltömődésével járó nyomásvesztés növekedése, a szűrletminőség romlása, illetve a szűrőáttörés miatt a szűrőket időnként regenerálni kell. A szűrők öblítése ellenáramú, alulról felfelé irányul. Az öblítéshez vizet, esetleg levegőt alkalmaznak. Az öblítéskor a szűrőágy fellazul, lebegő állapotba kerül és kitágul (expandál), ami elősegíti a szemcsék közti lebegőanyagok kiöblítését.

A hatékony öblítés feltétele a kellő mértékű expanzió (kb. 30–40%), amihez kellő öblítési sebességet kell biztosítani.

Vegyes, víz-levegő öblítéskor a levegőöblítés kiegészítő jellegű, és a vízöblítés hatékonyságát javítja.

Az üzemeltetőnek az öblítési módszert, az öblítési programot a tervező irányozza elő, amittől a próbaüzemi tapasztalatok alapján el lehet térni.

Vízöblítés esetén az öblítési időtartama körülbelül 20-25 perc. Közben az öblítés rövidebb időre akár meg is szakítható.

Víz-levegő öblítésre nem alakult ki egységes gyakorlat, egyes helyeken előbb vízöblítéssel, másutt levegős öblítéssel kezdik az öblítési folyamatot. A levegőöblítés időtartamát a tervezők általában 5 percre irányozzák elő. Víz-levegő öblítés során vagy váltakozva levegővel expandáltatják és mobilizálják a töltetet, vízzel pedig a lebegőanyagot öblítik ki a fluidizált töltetből, de lehet egyidőben is alkalmazni a víz- és levegőöblítést. A víz-levegő öblítés szokásos időtartama 10 perc.

A szűrők visszaöblítését vízöblítéssel kell befejezni, amelynek időtartama 5-10 perc az öblítővíz letisztulásának függvényében.

5.5.8. Szűrők üzemeltetése, a szűrés üzemellenőrzése

A lebegőanyag-tartalom csökkentésére irányuló szűrés hatékonyságát legcélszerűbb a zavarosság mérésével ellenőrizni. A mérés lehet folyamatos (nagy vízkezelő létesítményeknél) vagy alkalmasszerű (a vízbiztonsági terv alapján) a kiskapacitású vízkezelő telepeken. A fogyasztónál a zavarosság észlelési határa 3–4 NTU körül van, ezt tehát a szűrt vízben semmiképp ne haladja meg, de ha fertőtlenítésre is szükség van, a zavarosság minél kisebb legyen, lehetőleg ne legyen 0,5 NTU-nál nagyobb. A hazai szabályozás kissé megengedőbb; határérték csak a felszíni víz kezelő műveknél van: 1,0 NTU, más esetekben pedig csak a szokatlan és a fogyasztó számára elfogadhatatlan mértékű változást kell monitorozni.

A szűrők maximálisan megengedett ellenállását elméletileg szűrőberendezés kialakítása determinálja. A minimális szűrőellenállás tiszta (visszaöblített) szűrőnél alakul ki, 1,5 m-es szűrőréteg vastagság esetén kb. 2 m. Nyitott gyorsszűrőknél a szűrőellenállás lehetséges maximumát a szűrőanyag feletti vízborítás és a szűrlet elvezetésének módja együttesen határozza meg.

Nyomás alatti szűrőknél a legnagyobb nyomásvesztéséget a megtápláló rendszer (lényegében tehát a tápláló szivattyú) nyomása, illetve a szűrőtartány, ezen belül a szűrőfenék terhelhetősége, illetve a szűrőtartály nyomásállósága korlátozza. A legnagyobb szűrőellenállás a gyakorlatban kb. 5 m v.o (5 m magas vízoszlop nyomásának megfelelő), de adott esetben lehet nagyobb érték is.

A szűrők üzembe helyezése előtt ellenőrizni kell a töltet és támréteg vastagságát, a töltet és a támréteg szemcseméret-jellemzőit, a töltet térfogatát, a szűrőfejek vagy drénelemek részmeretét és réseltségét (elemenkénti résfelület nagysága mm²-ben).

A szűrő üzemeléskor ellenőrizni kell a szűrési sebességet, a lebegőanyag-terhelést, a tápvezetési és a szűrletoldali nyomást, a nyomásvesztés alakulását a szűrési ciklus elején és végén.

A szűrőüzem gazdaságossági mutatója a szűrési ciklus hossza, az öblítővíz felhasználás, illetve a nyersvíz- és a szűrletmennyiség aránya. Kedvezőnek a 3% alatti érték tekinthető, 5% felett vizsgálandók ennek okai, indokoltsága.

A fontosabb üzemi paraméterek:

- öblítővízhozam;
- öblítési sebesség (víz);
- öblítési idő;
- öblítővíz mennyisége;
- öblítővíz nyomása;
- öblítővíz zavarossága;
- öblítőlevegő hozama;
- légöblítés sebessége;
- öblítőlevegő nyomása;
- öblítési energiaigénye.

A szűrés gazdasági hatékonysági mutatói:

- szűrletkihozatal;
- szűrési idő;
- öblítési energiafajlagos (kWh/m³ szűrlet);
- szennyezőanyag-eltávolítás hatékonysági mutatója (kg eltávolított anyag/töltet m³).

Az adszorpciós szűrők üzemének ellenőrzése az adszorbensre vezetett vízből és a szűrletből vett mintákon elvégzett szokásos vizsgálati paraméterek (KOI_{ps}, UV₂₅₄, TOC, DOC stb.) összehasonlításán alapul. Az aktív szén adszorpciós képessége egyrészt a fenti paraméterek időbeli alakulásából, másrészt az adszorbensből vett minta jódszámából ítéltethető meg.

A homokszűrőket elfertőződés esetén szuperklórozással lehet tisztítani.

5.6. Fertőtlenítés

A vízkezelési gyakorlatban leggyakrabban alkalmazott fertőtlenítési módszerek: klór, klór-dioxid, ózon és UV-besugárzás alkalmazása.

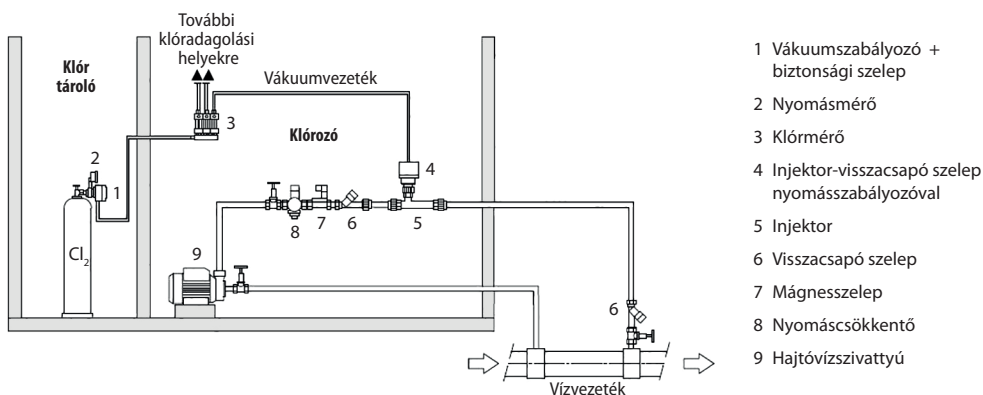
A kémiai fertőtlenítési módszerek alkalmazásának és hatékonyságának alapfeltétele a vízben lévő oxidálható komponensek – különösen a vas és mangán –, valamint a zavarosság technológiailag lehetséges alacsony szintre csökkentése, a megfelelő pH és a vízkezelési technológia végén megfelelő fertőtlenítőszer-maradék kimutathatósága.

5.6.1. Klórozás

Fertőtlenítés klórgázzal

A ma alkalmazott klórgázadagolók szinte kizárólag vákuum alatt működnek. A klórt kizárólag indirekt módon adagolják, azaz a klórgázt a beadagolási hely előtt vízben elnyeletik, és a klóroldat kerül a vízáramba. A klór a klórpalackból vagy klórhordóból vákuumvezetéken jut az injektálási helyre, így klórgáz nem juthat ki a klórvezetékéből. A klórgáztartálytól egy vákuumszabályozó szelepen át kerül a klórgáz a vákuumvezetékbe. Az injektoron hajtóvizet átáramoltatva keletkezik az enyhe vákuum a klórgáz vezetékben. Az injektoron átáramló hajtóvízben elnyelődik a klórgáz. Ez a koncentrált oldat viszonylag stabil, és biztonságosan vezethető a technológia adott pontjára vagy pontjaira elő, közbenső vagy utóklórozás esetén.

A klórozó berendezés további része egy biztonsági szelep és gázmennyiség-szabályozó. A biztonsági szelep a vákuum megszakadásakor lezárja a vákuumszabályozó felé a gázáramlást. A gázmennyiséget tűszelep szabályozza, az átáramló mennyiséget rotaméter méri. A klór-adagolók manuálisan is állíthatók, de hozamról vagy a klórmaradékról, vagy mindkettőről, automatikusan is szabályozhatók.



5.13. ábra: Klórgáz adagoló berendezés [2]

A klórgáz tárolására, adagolására, a klórtároló helyiségek kialakítására, felszerelésére speciális szabályok vonatkoznak.

Fertőtlenítés nátrium-hipoklorittal

A nátrium-hipoklorit (hipó) adagolásához térfogat-kiszorításos szivattyúk (membrán, perisztaltikus stb.) alkalmazhatók. A hipótároló tartályból a maximálisan 9%-os oldatot hígítás nélkül tömlővel juttatják a beadagolási helyre.

5.6.2. Ózonozók

Az ózon bomlékony, ezért a helyszínen kell előállítani. Az ózonozó rendszer fő részei:

- levegő-előkészítés vagy oxigénadagolás;
- ózongenerátor;
- ózonozó reaktor;
- a maradék ózongázt megsemmisítő.

Levegőt alkalmazva az ózonkoncentráció 1–3,5 s%. Tiszta oxigént alkalmazó berendezéseknél az ózonkoncentráció közel kétszer ennyi.

Az ózon előállításához az alacsony hőmérsékletű levegő kedvezőbb, 30 °C-nál magasabb hőmérsékletű levegő nem vezethető az ózonozó berendezés levegő-előkészítő egységébe. A levegő szárítás után jut az ózongenerátorba. Ha oxigénből állítják elő az ózont, az oxigénnek legalább 90%-os tisztaságúnak kell lennie.

Az ózon szokásos koncentrációja 3–6% (a magasabb érték oxigén tápgáznál), de egyes generátorokkal akár 15 w%-os koncentráció is előállítható.

A gázt egyes típusoknál nyomással táplálják az ózongenerátorba. Ez esetben az előállított ózon közvetlenül beadagolható a vízbe nyomás alatt is (általában 2 bar ellennyomásig). Nagyobb ellennyomás esetén nyomásfokozó szivattyú vagy injektor szükséges.

Vákuum rendszerű ózonozóknál a tápgázt a levegőszárítón át nyomásfokozó szivattyúval működtetett injektor szívja be. A vákuumos rendszer üzemeltetése biztonságtechnikailag kedvezőbb.

Az ózon-előállító berendezések működéséhez olajmentes kompresszorra (táplevegőhöz) vagy oxigénpalackra/tartályra van szükség. A generátor hűtéséhez a gyártó által megadott mennyiségű hűtővizet kell biztosítani.

A behatási időt biztosító ózonozó reaktor a kisebb létesítményeknél korrózióálló acél vagy szálerősítésű műanyag tartály, nagyobb létesítményeknél vasbeton medence. Az ózonozó medencéknél a fenék felett elhelyezett, többnyire porózus diffúzorokon át vezetik a vízbe az ózont. A vizet ellenáramban vezetik át az egyes kamrákon. A műtárgy felülről zárt, így a légtérben gyűlnek össze a gázok. A környezetbe kivezetett hulladék levegőben lévő ózont meg kell semmisíteni (például adszorberrel).

5.6.3. Klór-dioxid-adagolók

A klór-dioxidot a szokásos technológiai módszerekkel helyben állítják elő különböző módokon. A klorit/sósavas technológia esetében hígított nátrium-klorit- és sósavoldatból állítják elő a klór-dioxidot. A keletkező klór-dioxidot kisebb kezelendő vízmennyiség esetén a berendezésbe

épített adagoló szivattyúval közvetlenül a vízáramba lehet adagolni. Nagyobb térfogatáram esetén bypass ágán célszerű a klór-dioxidot beadagolni. Mindkét esetben célszerű statikus keverők alkalmazni a bevezetési pont után.

A klór-dioxid annak ellenére, hogy erős, jó fertőtlenítő hatású szer, a néhány negatív mellékhatás miatt, a közegészségügyi hatáság erős korlátozó feltételei miatt mégsem terjedt el Magyarországon.

5.6.4. UV-fertőtlenítők

UV-fertőtlenítéssel a vírusok, baktériumok, protozoák négy nagyságrenddel csökkenthetők [4].

Az UV-fertőtlenítés hatékonysága függ a víz minőségétől (zavarosság, UV_{254}), az UV-sugárzás intenzitásától, az expozíciós időtől és a reaktor kialakítástól.

Az UV-fertőtlenítés hatékonyságához ajánlható vízminőségi paraméterek: $<<5$ NTU zavarosság, $<< 10$ mg/l oldott anyag.

Az UV-lámpák fontos műszaki jellemzői a nyomás (alacsony, középnyomású), a sugárzásintenzitás, az élettartam. Ma korszerűnek az alacsony nyomású, nagy intenzitású lámpákat tartjuk.

Az UV-lámpákat a vízkezelésnél csőbe építik be úgy, hogy a besugárzott vízréteg ne legyen túl vastag. Az UV-lámpák a berendezésben az áramlási iránnyal párhuzamosan helyezkednek el. A csatlakozó csonkok a tengelyre merőlegesen állnak, hogy a lámpákat a csőből tengelyirányban ki lehessen húzni.



5.14. ábra: UV-lámpák beépítése (Wedeco katalógus alapján saját szerkesztés)

A legkisebb megengedett térfogatáramot a gyártók megadják, ezt betartva az UV-sugárzó nem melegszik túl.

A hatékony fertőtlenítéshez megfelelő UV-dózist kell biztosítani (az UV-intenzitás és az expozíciós idő szorzata [$mW.s/cm^2$]). Ugyanakkor a különböző mikroorganizmusok ellenállóképessége adott dózis mellett jelentősen eltérő, továbbá figyelembe kell venni, hogy a besugárzási intenzitás a lámpa élettartama alatt csökken.

A berendezés jóságát többek között a gyártó által garantált üzemóraszám jellemzi, ami alatt az UV-intenzitás a gyártó által garantált érték alá nem csökkenhet.

Az üzemellenőrzéshez nagy telepeknél online UV-mérőket alkalmaznak. A megadott üzemóraszám után a sugárzót a gyártó előírásai szerint ki kell cserélni.

5.7. A fertőtlenítés hatékonyságának és a fertőtlenítési melléktermékek ellenőrzése

A klórozással összefüggésben ellenőrizni kell a fertőtlenítés hatékonyságát, a fertőtlenítési melléktermékek (TTHM) megjelenését, illetve koncentrációját. A fertőtlenítés hatékonyságának ellenőrzése egyrészt a mikrobiológiai/biológia vizsgálatokból (közvetlen ellenőrzés), másrészt a vízkezelő telepről kibocsátott és a fogyasztónál vételezett vízben lévő aktív klór koncentrációjának meghatározásából áll (közvetett ellenőrzés). A közvetett ellenőrzés még egyszerűbb módja a redoxpotenciál monitorozása. Ehhez egyedileg kell meghatározni a hatékony fertőtlenítéshez szükséges redoxpotenciál-szintet (általánosítható érték nincs). A mikrobiológiai vizsgálatok alkalmi jellegűek (a vízbiztonsági terv szerinti gyakoriságúak), az aktív klór mérése akár napi vagy folyamatos is lehet.

A WHO az ivóvíz hatékony fertőtlenítéséhez 30 perc kontakt idő után $\geq 0,5$ mg/L, de legfeljebb 5,0 mg/L klórkonzentrációt tart szükségesnek, a fogyasztónál pedig legalább 0,2 mg/L szabad aktív klór kimutathatóságát [4].

Az ivóvízben maradt klórnak (szabad, aktív) nincs egészségkárosító hatása. Magyarországon klóros fertőtlenítésnél sem a hálózatra bocsátott ivóvíz minimális szintű szabad aktívklórkonzentrációjára nincs előírás, sem a maximálisan megengedhetőre. A klórozás hálózaton belüli hatékonysága érdekében indokolt lehet 0,2 mg/L körüli aktívklór-konzentráció tartása, de a 0,3 mg/L-t lehetőleg ne haladja meg (e felett a fogyasztó már érezhet klóros ízt, és fertőtlenítési melléktermékek keletkezési kockázata is nő).

A kötött aktív klór mennyiségére vonatkozó határértéket (3,0 mg/L) be kell tartani. A THM-ekre a megengedett határérték 50 $\mu\text{g/L}$. Megjegyezzük: a HAA5, PAH-vegyületek mérésére is sor kerülhet indokolt esetben, ezekre a közegészségügyi hatóság írhat elő egyedi határértéket.

Ózont a hálózatra bocsátott víz gyakorlatilag nem tartalmazhat (gyorsan elfogy vagy elbomlik), határérték nincs is rá, viszont a bromát keletkezését (a határérték 10 $\mu\text{g/L}$) ózonozás esetén vizsgálni kell.

Klór-dioxidos kezelés esetén is keletkezhet ivóvízben kifogásolt melléktermék: klorit és klorát. Predomináns a klorát, a betartandó határérték 0,20 mg/L.

5.8. Membránszűrés

A membrántechnológiák közül az ivóvízkezelésben leggyakrabban az ultraszűrőket alkalmazzák. A nanoszűrők és a fordított ozmózis berendezések az ivóvízkezelésnél a keménység csökkentéséhez jönnek szóba, akkor is gyakran csak részáramú üzemmel. Nagyobb a jelentőségük az ipari vizek kezelésénél (lágyítás, sótalanítás, ultratisztaságú vizek előállítása) és a brakk- illetve tengervíz sótalanításakor.

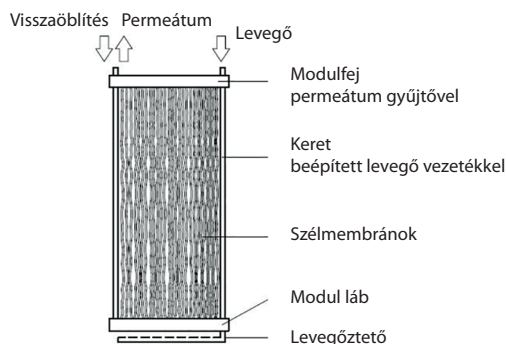
Általános szabály, hogy a membránszűrőkre csak alacsony zavarosságú nyersvíz engedhető. Ezért a membránszűrést többnyire homokszűrés, magas szervesanyag-tartom esetén aktív-szén-szűrés előzi meg. A kis kapacitású (néhány 100 L/h) membránberendezéseket gyárilag mechanikai finomszűrővel szerelve hozzák forgalomba. A nanoszűrők és RO-berendezések előtt nemcsak a zavarosságot kell nulla közeli értékre levinni, hanem az oldottanyag-konzentrációt is megfelelő mértékben csökkenteni kell a membránok védelme érdekében.

A továbbiakban csak a mikro- és ultraszűrőket tárgyaljuk.

5.8.1. Mikro- és ultraszűrők

A vízkezelés hazai gyakorlatában a szálmembránokat preferálják. A szálüreges membránok a működtető erő szempontjából kétfélék: nyomás alatti vagy vákuumos üzeműek. A membránmodulok működéséhez a mikroszűrők esetén kb. 0,5–5 bar, az ultraszűrőknél 0,3–10 bar munkanyomásra van szükség.

Vákuumüzemű membránoknál nyitott tartályba merülő, kazettázott szálmembránokat alkalmaznak. A szálakat függőleges keretmodulokba lazán építik be úgy, hogy a modulfejbe kerül a permeátumgyűjtő vezeték. A kereteket kazettákká építik össze, és ezek merülnek a tartályba. A szálak belsejében a működtető 0,2–0,8 bar vákuumot szivattyús megszívás kelti, a szűrés kintől befelé irányul.



5.15. ábra: Szálmembrán keretmodul [2]

A nyomás alatt működő membránok nyomásálló csőbe vannak beépítve. A működéshez szükséges nyomást szivattyú biztosítja.

A membránok szokásos üzemciklusa 20–60 perc, ami után rövid idejű 30–120 s időtartamú membrántisztítás következik. Idővel a membránöblítés hatékonysága romlik, a kezdeti nyomásvesztéshez képest nagyobb veszteség áll elő, kisebb lesz a szűrletteljesítmény. A folyamat a membrán blokkolódása. A blokkolódás vegyszeres (lúgos/savas) tisztítással csökkenthető.

5.8.2. A membránszűrők üzemeltetése

A membránok eltömődését (fouling, biofouling) a membrán felületén akkumulálódó anyagok (szemcsés és pelyhes anyagok, csapadékok) és mikroorganizmusok okozzák. A berendezések problémamentes működtetéséhez rendszeres vízöblítés és kémiai tisztítás szükséges.

A vas-hidroxidot és a kalcium-karbonát-lerakódásokat híg savakkal (citromsav, higított sósav), a szulfátos lerakódásokat komplexképzők oldatának keringetésével lehet eltávolítani. A biológiai bevonatok eltávolítására lúgos hatású tenzideket alkalmaznak. A kovássavmaradvány meleg lúgos oldat keringetésével vihető oldatba. Az alkalmazható vegyszereket, töménységét a membránberendezés gyártója meg szokta adni.

A membránok tisztítására öt módszer alkalmazható:

- levegőztetés;
- visszaöblítés (backpulse);

- visszaöblítő tisztítás (backwash);
- karbantartó tisztítás (MC Maintenance Cleaning);
- regeneráló tisztítás (RC – Recovery Cleaning).

A levegőztetés a membrántartályoknál alkalmazható tisztítási módszer, amikor a tartály alján befűvott levegő a szálakat mozgásban tartja, és ez mozgás gátolja a lebegőanyagok szálak felületére kirakódását. A levegőztetéshez olajmentes fűvő(ka)t alkalmaznak.

A pulzáló visszaöblítés a membránfelületen lerakódott anyagok vízárammal eltávolítását jelenti. Az öblítéshez tisztítószert is tartalmazó permeátumot használunk. A visszaöblítés 15–30 percenként megy végbe, időtartama többnyire 30–60 másodperc. A viszonylag sűrű ismétlődés miatt automatika végzi vezérelt szerelvények nyitásával és zárásával. Az öblítéshez a vizet külön öblítővíztartályból (amelybe a tisztítószereket is bekeverték) célszerű a membránra feladni.

A viszonylag sűrű tisztítás miatt a membrántisztítást automatika vezérli. A membrán tisztítása után a nyomásvesztése visszaáll a tiszta membránon mért értékre.

A visszaöblítő tisztítás többnyire már órás (1–3 óra) intervallumokban szintén automatikusan lezajló folyamat. Ez esetben egy backpulse öblítéssel alaptisztítás zajlik le, majd a membránt leürítik. A visszaöblítéshez vegyszereket kell alkalmazni (savas/lúgos), megfelelő behatási idő biztosítása mellett. A folyamatot vizes öblítés zárja le, és a membrán szűrőüzembe tér vissza.

A karbantartó tisztítás alkalmasszerű. A backpulse öblítés és a membránok, illetve a membrántartály leürítése után a membránt vegyszerekkel (általában savakkal és hipós szerrel) kezelik több percen időintervallumonkénti backpulse-ciklusokkal. A tartály megtelése után a membránokat adott ideig (10–30 perc) még áztatják. Ezt követően a tartályt/medencét leürítik, tápvízzel feltöltik. A szűrés beindítása utáni első szűrletet itt is hulladék vízként kell elvezetni.

A regeneráló vagy helyreállító tisztítás a karbantartó tisztítástól a vegyszerek koncentrációjában, a ciklus-, illetve az áztatási időkben különbözik.

A karbantartó, regeneráló tisztítások hatásfoka növelhető az áztatási időtől, a közeg hőmérsékletétől függően, ezért gyakran fűtött CIP-berendezéseket alkalmaznak.

A tisztításhoz szükséges szereket, koncentrációkat, tisztítási gyakoriságokat, időintervallumokat a gyártók megadják, az üzemeltetőnek többnyire ezeket kell finomhangolással beállítani.

Amennyiben a membránfelület blokkolódása olyan mértékű, hogy a célzott tisztítás ellenére sem biztosíthatók az üzemi működési paraméterek, a membrán cseréjére van szükség.

Ha a membránberendezést rövidebb időszakra le kell állítani, naponta egyszer, 20–30 percre akkor is be kell indítani. Tartósabb leállás esetén pedig a membránokat savas vízzel és permeátummal át kell öblíteni, és a gyártó előírása szerinti oldattal fel kell tölteni.

A membrán állapotának vizsgálatát a gyártók adott időközökkel előírják (általában évente, félévente). Ez levegős nyomástartás-vizsgálatot, integritásvizsgálatot jelent.

5.8.3. Mérés, szabályozás, üzemgazdasági mutatók

A membránberendezések üzemfelügyeletéhez az alábbi paraméterek folyamatos vagy kvázi folyamatos mérése ajánlott:

- a koncentráció és permeátum mennyisége;
- a tápvíz zavarossága (UV-abszorbanancia);
- a permeátum vezetőképessége;
- nyomás, illetve differenciálynomás a táp- és permeátumoldalon.

A membránberendezések üzemgazdasági mutatója a fajlagos szűrletteljesítmény ($L/m^2 \cdot h$), a kinyerés %-os értéke (recovery), illetve az energiasűrűség (kWh/m^3). Az egységnyi membránfelületre vonatkoztatott fajlagos szűrletkihozatalt a membránra megadott, tervezési alapadatként is használt értékkel lehet összevetni a gazdaságosság megítélése érdekében. A recovery a permeátum/tápvízarány, és alkalmas a nyersvízminőség alakulásának, illetve a membráneltömődés folyamatának követésére.

Ultraszűrők esetében a szokásos kihozatal 90–95%. A 90% alatti kihozatal problémásnak tekinthető, az üzemeltető részéről beavatkozást, többnyire karbantartó membrántisztítást igényel. Nanoszűrés esetén a szokásos kihozatal 60–85%, fordított ozmózis berendezéseknél 40–75%, inkább a felső értékek tekintendők irányadóknak.

A nettó permeátumkihozatal a „folyamatos” üzemben elért átlagos térfogatáram, az időegység alatti nettó permeátummennyiség, azaz a mosóvízmennyiséggel csökkentett permeátumkihozatal (m^3/h , illetve $m^3/m^2 \cdot h$).

Az eltömődési index (Fouling Index) a szűrletkihozatalhoz hasonló mutató.

Az RO-membránok üzemi jóságának fontos mutatója a sótartalom-csökkenés mértéke, aminek közel állandónak kell lennie, illetve némi csökkenés elfogadható. Számításához az SDI (Silt Density Index – sótartalomindex) értékeket kell meghatározni a tápvízre és permeátumra.

5.8.4. Hulladékvizek kezelése

Nagy lebegőanyag-tartalmú öblítővizeket célszerű puffermedencében tárolni, és kiegyenlítés után feladni az öblítővíz-kezelő rendszerre, például üleptőre. A jól üleptett szupernatáns víz-szavezethető az ultraszűrő vagy mikroszűrő membránrendszerre, ami jelentősen csökkentheti az öblítővíz-vesztésget. Az iszapfázis sűrítendő és vízteleníthető.

5.9. A vízkezelő rendszer működésének és a hálózatra bocsátott víz minőségének ellenőrzése

A víztisztító rendszer ellenőrzése egyrészt üzemellenőrzési jellegű, másrészt vízminőség-ellenőrzési.

Az üzemellenőrzési vizsgálatok kifejezetten a technológiai rendszer üzemi paramétereinek meghatározására, a vizsgálati eredmények értékelésére irányulnak. Az üzemellenőrzési vizsgálatok alapjai az ivóvízminőségi paraméterek lehetnek, de azon túlmutatnak, és nemcsak vízminőségi jellegűek (például nyomások, vízszállítások, levegőhozam, iszapvizsgálat stb.).

A vízmű üzemeltetőjének feladata az ivóvízbiztonsági terv elkészítése, amelyet a közegészségügyi hatóságnak kell jóváhagynia. Az ivóvízbiztonsági tervben foglaltak teljesülését évente értékelni kell, ha szükséges, a kellő intézkedéseket meg kell tenni. Az ivóvízbiztonsági tervet a jogszabály szerinti rendszerességgel felül kell vizsgálnia saját hatáskörében, illetve meghatározott időközönként a közegészségügyi szervnél felül kell vizsgáltatni.

A vízminőséget egyrészt az üzemeltető, másrészt a közegészségügyi hatóság vizsgálja.

Az üzemeltetőnek az ivóvízbiztonsági terv keretében vizsgálati programot kell készítenie. A vízmű üzemeltetője a vízminőséget az alábbi mintavételi területeken ellenőrzi: a nyersvízminőséget a vízkivételnél; a vízkezelő létesítményen belül, a technológiai működés szempontjából

releváns pontokon; a vízkezelő létesítmény végpontján, a hálózatba táplálás előtt; a hálózaton belül, illetve a fogyasztói csapolóhely(ek)en.

A vizsgálandó paramétereket, vizsgálati gyakoriságokat stb. egyrészt jogszabály határozza meg, másrészt a szakmai standardok, az üzemeltetői igények, a vizsgálati lehetőségek a determináló tényezők.

Fejezetzáró kérdések

1. Sorolja fel a mechanikai előtisztítás technológiai elemeit, szerepét, jellemezze üzemeltetésüket!
2. Mi a gáztalanítás szerepe a vízkezelés során, mikor alkalmazzuk?
3. Sorolja fel a gáztalanítási technológiákat, és jellemezze üzemeltetésüket!
4. Fogalmazza meg az üleptetés és derítés technológiai folyamatok szerepét, sorolja fel az alkalmazott berendezéseket, és jellemezze azokat!
5. Mi a gyors szűrés szerepe a víztisztítás során? Jellemezze az alkalmazott gyorszűrőket és üzemeltetési körülményeit!
6. Sorolja fel a fertőtlenítési eljárásokban alkalmazott berendezéseket, és jellemezze azokat!
7. Ismertesse a membránszűrők típusait és működését az eltávolítandó anyagok szempontjából!

Felhasznált irodalom

1. Török L. A vízkezelés kézikönyve. [Kézirat]. Baja: s. n.; 2010.
2. Török L. Víz és szennyvíztisztító telepek – Vízkezelés. [Kézirat]. Baja: s. n.; 2010.
3. Flynn DJ editor. The Nalco Water Handbook. 3rd ed. s. l.: McGraw-Hill; 2009.
4. Guidelines for Drinking-water Quality. 4th ed. Genf: WHO; 2011.

Ajánlott irodalom

- AWWA. Water Quality and Treatment A Handbook of Community Water Supplies. 5th ed. s. l.: McGraw-Hill; 1999. 1163 p.
- Cheremisinoff NP. Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies. s. l.: Butterworth-Heinemann; 2002. 576 p.
- Grombach P, Haberer K, Merkl G, Trüeb E. Handbuch der Wasserversorgungstechnik. s. l.: Oldenburg Verlag; 2000.
- Hendricks D. Fundamentals of Water Treatment Unit Processes Physical, Chemical, and Biological. s. l.: CRC Press; 2011.
- Hillis P editor. Membrane Technology in Water and Wastewater Treatment. London: Royal Society of Chemistry; 2000. 280 p.
- Mackenzie LD. Water and Wastewater Engineering Design Principles and Practice. New York: McGraw-Hill; 2010.
- 2/1997. (VIII. 29.) KHVM rendelet a termelt és szolgáltatott vizek gázmentesítéséről
- 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről

- Salamon E. Fertőtlenítőszer mennyiségi vizsgálata vízminőségi modellezéssel Hadmérnök. 2019 14(1):181–191.
- Kökény I, Salamon E. Lab-Scale Experiments In Exhausted Zeolite Filter For Biological Ammonium Removal In: Miroslav TB, Ilija MM, Aleksandar L, Ognjen G editors. Contemporary Achievements In Civilengineering. Beograd: Pressia; 2014. p. 697–702.
- Goda Z, Dalkó I, Tafner K, Salamon E. Aktív klórformák mérésének oktatása metilnarancsot használó módszerrel. In: Galambos I szerkesztő. V. Soós Ernő Nemzetközi Tudományos Konferencia – Víz- és szennyvízkezelés az iparban. Nagykanizsa: Kanizsa Felsőoktatásáért Alapítvány, Pannon Egyetem Mérnöki Kar, Pannon Egyetem Nagykanizsai Kampusz; 2018. p 40–49.
- Salamon E, Karches T. Elektroklórozás alkalmazhatósága mobil vízkezelő rendszerekben. Műszaki Katonai Közlöny. 2018 28(4):147–157.

[Vákát oldal]

A *Vízszerezés, víztisztítás* című tankönyv célja a hazai víznyerési és víztisztítási létesítmények és technológiák bemutatása – a vízszerezés módjaitól és műtárgyaitól kezdve a víztisztítási alapfolyamatokon keresztül a víztisztító telepek kialakításáig és üzemeltetéséig.

A tankönyv elsősorban a Nemzeti Közzolgálati Egyetem Víz tudományi Kara vízügyi üzemeltető mérnök alapképzésének oktatási anyagaként szolgál, azonban haszonnal forgathatják a gyakorló „vizes” mérnökök, a vízszerezés, víztisztítás és -szolgáltatás területén dolgozó szakemberek és mindenki, aki elhivatottságot érez, hogy ezzel a területtel foglalkozzon.

A szerzők igyekeztek a témaköröket úgy bemutatni, hogy előképzettség nélkül is könnyen érthetőek legyenek, a fejezetek végén ellenőrző kérdések segítik a téma feldolgozását, áttekintését és elsajátítását.